

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

L'ARBRE DE RUE MONTRÉALAIS : RELATIONS ENTRE LE DIAMÈTRE À
HAUTEUR DE POITRINE ET LES CONDITIONS BIOPHYSIQUES, LE CADRE
BÂTI ET LE STATUT SOCIO-ÉCONOMIQUE DE LA POPULATION

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN ÉTUDES URBAINES

PAR
SOPHIE LIMOGES

AVRIL 2017

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.07-2011). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

À la patience et au soutien de ma directrice de recherche Thi-Thanh-Hiên Pham.

À la disponibilité de mon codirecteur de recherche Philippe Apparicio.

Aux encouragements de mon entourage.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	V
LISTE DES TABLEAUX.....	VII
LISTE DES FIGURES.....	VII
LISTE DES TABLEAUX.....	IX
LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS	XII
RÉSUMÉ	XIII
ABSTRACT	XIV
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I	
PROBLÉMATIQUE.....	3
1.1 Introduction.....	3
1.2 Villes et enjeux environnementaux	3
1.3 Le rôle de l'arbre en milieu urbain	6
1.3.1 Les bénéfices environnementaux	8
1.3.2 Les bénéfices économiques.....	10
1.3.3 Les bénéfices sociaux.....	11
1.3.4 Inégalités environnementales liées à la forêt urbaine.....	13
1.4 Les coûts et les inconvénients de l'arbre en milieu urbain	15
1.5 Le milieu urbain; un milieu de vie difficile pour les arbres	16
1.6 L'impact des changements globaux sur les arbres urbains.....	18
1.7 Les stratégies de reboisement	20

1.7.1 Les conseils stratégiques	20
1.7.2 Les conseils opérationnels.....	21
1.8 Problématique dans cette recherche.....	21
1.9 La situation montréalaise.....	22
1.9.1 Les enjeux environnementaux.....	23
1.9.2 La forêt urbaine	26
1.9.3 L'impact des changements globaux	26
1.9.4 Les politiques, les plans d'action et autres initiatives	29
1.9.5 La gouvernance municipale	35
1.10 La zone à l'étude.....	36
1.11 Sommaire.....	37
CHAPITRE II	
CADRE THÉORIQUE.....	38
2.1 Introduction.....	38
2.2 Les caractéristiques biologiques et physiques	39
2.2.1 Relation spécifique âge-DHP	39
2.2.2 Autres variables biologiques	40
2.2.3 Les variables physiques.....	41
2.2.4 L'approche fonctionnelle sur le développement de la forêt urbaine	43
2.3 Les caractéristiques liées à la forme urbaine	45
2.3.1 La théorie de la densité de population.....	45
2.3.2 La théorie de la forme urbaine	46
2.4 Les caractéristiques de la population.....	50

2.4.1 La stratification sociale et les variables liées	51
2.4.3 L'écologie du prestige	54
2.5 Les variables organisationnelles et règlementaires.....	56
2.6 Schéma conceptuel	58
2.7 Les perspectives multiniveaux.....	60
2.8 Objectifs et questions de recherche	61
2.9 Sommaire	62
CHAPITRE III	
MÉTHODOLOGIE.....	63
3.1 Introduction.....	63
3.2 Les données	63
3.2.1 Les données des arbres publics de la Ville de Montréal	64
3.2.2 Les données sur les tronçons de rue de l'ancienne Ville de Montréal	69
3.2.3 Les données socio-économiques de Statistiques Canada.....	70
3.3 Les opérations de prétraitement de données.....	71
3.4 Les modèles d'analyse	73
3.4.1 La multicolinéarité	73
3.4.2 ANOVA	73
3.4.3 L'analyse multivariée à multiniveau.....	74
3.5 Les variables analysées.....	78
3.5.1 L'arbre (niveau 1).....	78
3.5.2 Les tronçons de rue (niveau 2)	88
3.5.3 La population (niveau 3)	91

3.6	Sommaire.....	93
CHAPITRE IV		
	ANOVA : DHP ET LES VARIABLES QUALITATIVES.....	94
4.1	Introduction.....	94
4.2	DHP et les variables qualitatives	94
4.2.1	DHP et les essences.....	95
4.2.2	DHP et les positions géographiques.....	97
4.2.3	DHP et les types d'emplacement	99
4.2.4	DHP et les types d'obstacle.....	101
4.3	Sommaire.....	103
CHAPITRE V		
	ANALYSES MULTINIVEAU.....	104
5.1	Introduction.....	104
5.2	Les modèles multiniveaux	104
5.2.1	Modèle 0 (modèle vide)	108
5.2.2	Les effets biologiques et physiques (Modèle 1).....	108
5.2.3	Les effets liés à la forme urbaine (Modèle 2).....	110
5.2.4	Les effets socio-économiques (Modèle 3)	112
5.3	Sommaire.....	114
CHAPITRE VI		
	DISCUSSION.....	115
6.1	Introduction.....	115
6.2	La variance de DHP à chacun des niveaux.....	115
6.3	L'effet des variables sur le DHP.....	117

6.3.1 Les effets biologiques et physiques (au niveau des arbres)	117
6.3.2 Les effets liés à la forme urbaine (au niveau des tronçons de rue)	122
6.3.3 Les effets liés à la population (au niveau du secteur de recensement)...	127
6.5 Les limites de la démarche	129
6.6 Recommandations.....	130
6.7 Sommaire.....	132
CONCLUSION.....	133
BIBLIOGRAPHIE	136
ANNEXE A	
CODE SAS	156
ANNEXE B	
LISTE DES ESSENCES RECENSÉES DANS LA BASE DE DONNÉES DES ARBRES PUBLICS MONTRÉALAI	158
ANNEXE C	
LISTE DES TYPES D'EMPLACEMENT RECENSÉS DANS LA BASE DE DONNÉES DES ARBRES PUBLICS MONTRÉALAI	161
ANNEXE D	
LISTE DES TYPES D'OBSTACLES RECENSÉS DANS LA BASE DE DONNÉES DES ARBRES PUBLICS MONTRÉALAI	162

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Exemple de tronçons de rue avec une très forte concentration de frênes.	29
1.2 De gauche à droite : un frêne traité et une enseigne concernant l'abattage d'un frêne.	31
1.3 Zone à l'étude	37
2.1 Schéma conceptuel des facteurs de croissance de l'arbre.....	59
2.2 Structure hiérarchisée des trois niveaux d'analyse inspirée de Bressoux.....	60
3.1 Position géographique des arbres sur les tronçons de rue montréalais en 2013.....	84
3.2 Exemple de la trame urbaine montréalaise en 2002.	84
3.3 De gauche à droite, des exemples d'emplacement; le parterre, le trottoir, la banquette et le terre-plein.....	85
3.4 De gauche à droite, des exemples d'obstacles; l'arbre, le bâtiment et les fils.	87
3.5 De gauche à droite, des exemples d'obstacles; le lampadaire et la signalisation.	87
3.6 De gauche à droite, des exemples d'obstacles; l'aqueduc à moins de 2,6 m, la clôture et la marquise.	88
4.1 Distribution des moyennes de DHP par essence	96
4.2 Distribution des moyennes de DHP par position géographique	98
4.3 Distribution des moyennes de DHP par type d'emplacement.	100

4.4	Distribution des moyennes de DHP par type d'obstacle.	102
6.1	De gauche à droite; un chantier de construction, une blessure liée au déneigement et un vélo attaché à un arbre.	118
6.2	Exemples de vandalisme.	118
6.3	À gauche; ensoleillement d'une rue est-ouest (exposition des arbres situés au sud à 15h00). À droite; ensoleillement d'une rue nord-sud (exposition des arbres situés à l'est et à l'ouest à 15h00).	119
6.4	Exemples de fosses en trottoir dont l'espace est entièrement occupé par l'arbre.	120
6.5	Exemple d'agrandissement de fosses.	121
6.6	Exemples de grillages en zone commerciale (mixte) pour contrer la compaction du sol.	123
6.7	Exemples d'aménagements réalisés au pied des arbres plantés sur des artères commerciales.	124
6.8	Exemples de carrés d'arbres aménagés par des résidents.	125
6.9	Comparaison entre une rue sans aucun arbre et une rue avec des arbres	125
6.10	Des exemples contrastants d'utilisation des carrés d'arbres par la population.	127
7.1	De gauche à droite, des exemples d'initiatives; saillie verdie, protection hivernale pour les arbres de petit calibre et campagne de sensibilisation....	135

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 Grille d'interprétation des groupes fonctionnels selon leurs caractéristiques.....	44
2.2 Théories et variables associées	56
3.1 Répertoire des arbres publics des arrondissements montréalais en 2013	65
3.2 Champs d'information de la base de données des arbres publics de la Ville de Montréal en 2013.....	66
3.3 Nombre de spécimens selon les bases des données	68
3.4 Champs d'information de la base de données des tronçons de rues de l'ancienne Ville de Montréal en 2002.....	70
3.5 Les données socio-économiques utilisées du recensement 2006.....	71
3.6 Survol des modèles d'analyse utilisés dans la littérature.....	75
3.7 Description des variables quantitatives au niveau 1	79
3.8 Description des variables qualitatives (biologiques)	81
3.9 Distribution des frênes par tronçon de rue.....	82
3.10 Distribution des frênes par secteur de recensement.....	82
3.11 Description des variables qualitatives (physiques).....	83
3.12 Description des variables quantitatives au niveau 2	89
3.13 Description des variables quantitatives au niveau 3	92
3.14 Résumé des hypothèses sur les relations entre les variables et le DHP.....	93

4.1	Résumé des analyses de variance (ANOVA) : variance du DHP en fonction des quatre variables qualitatives	95
4.2	Moyenne du DHP et Regroupement Duncan selon l'essence	97
4.3	Moyenne du DHP et Regroupement Duncan selon la position géographique.....	99
4.4	Moyenne du DHP et Regroupement Duncan selon le type d'emplacement	101
4.5	Moyenne du DHP et Regroupement Duncan selon le type d'obstacle	103
5.1	Résultat des calculs du facteur d'influence de la variance (VIF).	105
6.1	Hypothèses et résultats liés aux facteurs biologiques et physiques	122
6.2	Hypothèses et résultats liés aux facteurs de la forme urbaine.	126
6.3	Hypothèses et résultats des facteurs socio-économiques.....	128

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

AIC	Critère d'information d'Akaike
CCFU	Conférence canadienne sur la forêt urbaine
CMM	Communauté métropolitaine de Montréal
COV	Composés organiques volatils
DHP	Diamètre à hauteur de poitrine
GIEC	Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat
ICC	Coefficient de corrélation intra-classe
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec
OMS	Organisation mondiale de la Santé
ONU	Organisation des Nations Unies
PMAD	Plan métropolitain d'aménagement et de développement
REQ	Regroupement des éco-quartiers
SOVERDI	Société de verdissement du Montréal métropolitain
VIF	Facteur d'inflation de la variance

LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS

CO	Monoxyde de carbone
O ₃	Ozone
PM _{2,5}	Particules fines dont le diamètre est inférieur 2,5 µm
PM ₁₀	Particules fines dont le diamètre est inférieur à 10 µm
NO ₂	Dioxyde d'azote
NO _x	Famille des oxydes d'azote
SO ₂	Dioxyde de soufre

RÉSUMÉ

Durant les dernières années, les impacts des changements climatiques et l'invasion de l'agrile du frêne ont exposé l'importance de la présence de l'arbre en ville liée aux bienfaits qui lui sont associés. La Ville de Montréal, qui s'est munie d'un plan d'action pour augmenter le couvert végétal de 20% à 25% d'ici 2025 tout en devant composer avec la perte de nombreux frênes, doit redoubler d'efforts et de ressources financières pour maintenir et bonifier sa forêt urbaine. L'objectif de cette recherche est donc de déterminer les variables qui ont des effets statistiques sur la taille, évaluée par la mesure du diamètre à hauteur de poitrine (DHP), d'environ 22 000 arbres de rues montréalais. Plusieurs études révèlent que des variables intrinsèques à l'arbre et celles liées à son emplacement, mais également des variables liées à la forme urbaine et aux caractéristiques socio-économiques, sont associées, de façon significative au taux de survie de l'arbre et au niveau de l'indice de végétation. Dans ce cas-ci, les relations entre le DHP et les variables étudiées ont été regroupées en trois niveaux différents; l'arbre (variables biologiques et physiques), le tronçon de rue (les variables liées à la forme urbaine) et le secteur de recensement (les variables socio-économiques). L'analyse multiniveau révèle que la proportion de la variance du DHP au niveau des arbres est potentiellement expliquée par les caractéristiques biologiques et physiques des arbres à 54%. De plus, les variables telles que le zonage résidentiel (coefficient de 0,01 avec $p=0,0004$), la marge de recul entre la rue et le bâtiment (coefficient de 0,08 avec $p=0,01$) et le pourcentage de diplômés universitaires (coefficient de 0,05 avec $p=0,01$) sont positivement associés avec le DHP des arbres de rue montréalais que le zonage mixte (coefficient de -0,02 avec $p=0,03$) est associé négativement avec le DHP des arbres de rue montréalais. Ces résultats démontrent donc qu'en contrôlant les variables intrinsèques à l'arbre (espèce et âge), l'espace de plantation en quantité suffisante est essentiel pour les arbres et que le profil des citoyens est également un atout important, mais dans une moindre mesure. Ce sont donc des aspects qui doivent contribuer à guider les plantations futures de la ville de Montréal afin de favoriser la pérennité de la forêt urbaine montréalaise.

MOTS-CLÉS : forêt urbaine, arbre de rue, DHP, conditions de plantation, forme urbaine, socio-économique.

ABSTRACT

In recent years, the impacts of climate change and the invasion of the emerald ash borer have put forth the presence of the tree in the city as well as the benefits associated with it. The City of Montreal, which is provided with an action plan to increase its vegetation cover from 20% to 25% by 2025 while having to deal with the loss of many ash trees must increase its efforts and financial resources to maintain and enhance its urban forest. The objective of this research is to determine the variables that have statistical effects on the size, estimated by breast height diameter (DBH), of approximately 22,000 street trees in Montreal. Several studies show that variables that are intrinsic to the tree and those related to its location, to urban form and socio-economic characteristics of the surrounding environment, are associated significantly to the survival rate of urban trees and to vegetation indexes. In this research, the relationships between the DBH and the studied variables have been grouped into three different levels; the tree (biological and physical variables), the street section (urban form variables) and census tract (socio-economic variables). The multilevel analysis revealed that proportion of tree-level DBH variance is potentially explained by the biological and physical characteristics of trees at 54%. In addition, variables such as residential zoning (coefficient of 0,01 with $p=0,0004$), distance between street and building (coefficient of 0,08 with $p=0,01$) and the percentage University graduates (coefficient of 0,05 with $p=0,01$) are positively correlated with the DBH of Montreal street trees and mixed zoning (coefficient of -0,02 with $p=0,03$) is negatively associated with the DBH of Montreal street trees. These results demonstrate that even after controlling for intrinsic variables (species, age), sufficient planting space is essential for trees and population's profile is also an important asset to a lesser degree. These are aspects that should help guide future tree planting of the City of Montreal in order to promote a sustainable urban forest.

KEYWORDS: urban forest, street tree, DBH, planting conditions, urban form, socio-economic.

INTRODUCTION

Les arbres en milieu urbain offrent une panoplie de services écosystémiques, entre autres, en rafraîchissant la température de l'air, en filtrant les polluants atmosphériques, en réduisant le ruissellement, en valorisant les propriétés et en ayant un effet d'apaisement sur les gens (Akbari, 2002; Des Rosiers, Thériault, Kestens, & Villeneuve, 2002; Donovan & Butry, 2011; Jim & Chen, 2008; Nowak, Crane, & Stevens, 2006; Rosenfeld et al., 1995; Taylor, Wheeler, White, Economou, & Osborne, 2015; Van den Berg, Maas, Verheij, & Groenewegen, 2010; Xiao & McPherson, 2003; Yao, Chen, Wei, & Sun, 2015). Cependant, les conditions de vie des arbres urbains sont difficiles. Plusieurs stress sont à l'origine de leur taux élevé de mortalité et de leur faible espérance de vie; stress hydrique, sol et emplacement inadéquats, blessures, etc. (Koeser, Hauer, Norris, & Krouse, 2013; Lu et al., 2010; Nowak, Kuroda, & Crane, 2004; Pauleit et al., 2002; Quigley, 2004; Roman & Scatena, 2011). Avec la hausse des températures projetée liée aux changements climatiques, les taux élevés de pollution atmosphérique dans les grandes villes du monde et l'arrivée massive de l'agrile du frêne en Amérique du Nord, la présence de l'arbre en milieu urbain devient d'autant plus cruciale pour la santé publique (Arden Pope III & Dockery, 2006; Donovan et al., 2013; Kovats & Hajat, 2008; Organisation mondiale de la Santé, 2010; Smargiassi et al., 2009; Tan et al., 2010). Il est donc pertinent de se pencher sur les conditions de vie les plus propices à offrir un environnement de qualité aux arbres afin d'assurer leur survie et de profiter le plus longtemps possible de leur présence. À savoir, à quel degré, les caractéristiques de l'arbre; son essence, son âge et son emplacement, impactent-ils sa taille? Quelle est la relation entre les éléments issus de la forme urbaine tels que les rues et les bâtiments sur la taille des arbres de rue? Quelle est l'influence du statut

socio-économique de la population du quartier où se trouve l'arbre? Il apparut utile de faire cet exercice pour la forêt urbaine de la ville de Montréal dont une partie importante de la forêt urbaine est menacée par l'agrile du frêne. En se basant sur un échantillonnage d'environ 22 000 arbres de rue (tirés d'une base de données de la ville ouverte en 2013), ce projet de mémoire tente de déterminer quelles sont les variables biologiques, physiques, urbanistiques et socio-économiques qui sont associées au diamètre à hauteur de poitrine (DHP) des arbres de rue afin de conserver une forêt urbaine dynamique et pérenne.

Afin de répondre à cette question, ce document propose six chapitres. Le premier chapitre consacré à la problématique présente les enjeux environnementaux des grandes villes, le contexte des arbres urbains en terme de bienfaits, de coûts ainsi que la réalité montréalaise; la situation environnementale, l'état de la forêt urbaine, les actions posées en regard à sa valorisation ainsi que les aspects de la gouvernance de la ville qui y sont liés. Le second chapitre, le cadre théorique, s'attarde aux théories sur la végétation, aux variables associées ainsi qu'à leur schématisation. Le chapitre dédié à la méthodologie, dont l'approche est quantitative, expose les variables utilisées et les modèles d'analyses privilégiés pour l'obtention des résultats présentés aux chapitres IV et V et discutés au chapitre VI.

CHAPITRE I

PROBLÉMATIQUE

1.1 Introduction

Ce chapitre aborde certaines problématiques environnementales et relatives à la santé publique liées aux milieux urbains. D'abord, de façon globale, en ce qui concerne la situation urbaine planétaire et ensuite, de façon plus spécifique, pour la ville de Montréal. Un portrait général de la ville de Montréal dont l'arbre est le point central est également dressé en présentant des faits sur la forêt urbaine, sur les politiques et les actions entreprises à son égard ainsi que sur la gouvernance de la ville. Finalement, le rôle et les bienfaits des arbres en milieu urbain sont présentés.

1.2 Villes et enjeux environnementaux

En 2010, la proportion de la population mondiale vivant dans les villes a atteint 50 %. L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) estime que d'ici 2030, 6 personnes sur 10 vivront en ville et que d'ici 2050, la population mondiale habitant en milieu urbain atteindra 70 % (Organisation mondiale de la Santé, 2010). Depuis les années 1950, la population urbaine mondiale est passée de 746 millions à 3,9 milliards en 2014 (Organisation des Nations Unies, 2014). De plus, en 2014, près de la moitié des urbains vivaient dans des villes de 500 000 habitants et moins tandis que 1 personne sur 8 (453 millions) vivait dans l'une des 28 mégapoles de plus de 10 millions d'habitants. (Organisation des Nations Unies, 2014).

Dans ce contexte de forte croissance de la population urbaine, les impacts des changements climatiques, causés en grande partie par la hausse des gaz à effet de serre (dioxyde de carbone) et associés à une hausse des températures et des phénomènes extrêmes (vagues de chaleur, pluies abondantes, sécheresses et feux de forêt) (Environnement Canada, 2016b) deviennent d'importants enjeux environnementaux et de santé publique. Liés à l'urbanisation, le phénomène des îlots de chaleur et la pollution atmosphérique sont des problématiques de plus en plus préoccupantes puisqu'elles font des millions de victimes annuellement à l'échelle de la planète (Arden Pope III & Dockery, 2006; Kovats & Hajat, 2008; Organisation mondiale de la Santé, 2010; Smargiassi et al., 2009; Tan et al., 2010).

D'abord, un îlot de chaleur urbain désigne une différence de température observée, pouvant atteindre jusqu'à 12 °C, entre les milieux urbains et les zones rurales environnantes (Institut national de santé publique du Québec, 2009; Voogt, 2002). Les causes sont de sources climatique (température, humidité relative et vent) et anthropique (émissions de gaz à effet de serre, perte progressive du couvert forestier et imperméabilité des matériaux, albédo des surfaces) (Institut national de santé publique du Québec, 2009). De même, le phénomène d'îlot de chaleur urbain est étroitement lié aux épisodes de chaleur accablante (Kunkel, Changnon, Reinke, & Arritt, 1996; Rosenzweig et al., 2005; Tan et al., 2010). Il est entendu par chaleur accablante, une température qui atteint 30 °C combinée à un taux d'humidité qui atteignent ensemble 40 °C (Environnement Canada, 2016a). La chaleur accablante affecte particulièrement la santé des personnes vulnérables; les très jeunes enfants, les personnes âgées, les personnes avec des problèmes de santé mentale et les personnes atteintes de maladies chroniques (Institut national de santé publique du Québec, 2009; Santé Canada, 2011a; Tomlinson, Chapman, Thornes, & Baker, 2011). Les problèmes de santé liés aux périodes de chaleur accablante aggravés par le phénomène d'îlots de chaleur urbains sont multiples : la déshydratation, les maux de tête, les étourdissements, la confusion, mais aussi l'exacerbation des affections cardiovasculaires, respiratoires, neurologiques

et rénales en lien avec des conditions chroniques existantes (Institut national de santé publique du Québec, 2009). La chaleur accablante est aussi une cause de surmortalité reconnue (Besancenot, 2002; Luber & McGeehin, 2008; Smargiassi et al., 2009). La mort de 70 000 personnes en Europe en 2003 dont 15 000 en France (Reeves, 2011; Valleron & Boumendil, 2004) et de 55 000 personnes en Russie en 2010 est attribuée à d'importantes vagues de chaleur accablante (Santé Canada, 2011b).

Les îlots de chaleur ont aussi des conséquences sur la qualité de l'air, car ils contribuent à la diffusion des polluants tels que le carbone et les particules fines ainsi qu'à la formation du smog (Akbari, 2001; Mirzaei & Haghighat, 2010; Rosenzweig et al., 2005; Sarrat, Lemonsu, Masson, & Guedalia, 2006). Les principaux polluants atmosphériques sont le dioxyde de soufre (SO₂), les oxydes d'azote (NO_x), les particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀) et l'ozone (O₃) et sont issus de diverses sources d'émissions telles que les feux de forêt, la combustion fossile industrielle et le trafic automobile (Simon & Charpin, 2011). À l'échelle de la planète, le nombre de décès prématurés attribués à la pollution de l'air dans les villes est passé de 1,3 million en 2008 à 3,7 millions en 2012 (Organisation mondiale de la Santé, 2016a). La pollution atmosphérique et particulièrement les particules fines affectent davantage la santé des populations vulnérables et selon le degré d'exposition, court ou long terme, causent de nombreux problèmes de santé tels que le diabète, l'hypertension, le risque d'accident vasculaire cérébral, de cardiopathie, de maladies respiratoires aiguës comme l'asthme et de cancer du poumon (Arden Pope III et al., 2002; Arden Pope III & Dockery, 2006; Organisation mondiale de la Santé, 2016c; Reeves, 2011).

Les constats du rapport du Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (GIEC) déposé en avril 2014 ne laissent pas prévoir une amélioration de la situation avec la hausse de la température qui pourrait aller jusqu'à 4,8 °C d'ici à 2100. Une hausse de la température est étroitement liée à une augmentation de la fréquence des vagues de chaleur intense et donc, à une hausse des problèmes de santé publique

signalés précédemment (Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat, 2014). De plus, une hausse de la température implique également un risque accru d'extinction de nombreuses espèces terrestres et marines ainsi qu'une « hausse de la mortalité des arbres dans de nombreuses régions, alors que l'un des enjeux de la lutte contre le réchauffement passe par la reforestation » (Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat, 2014). Selon le GIEC, pour éviter le pire, il faudra réduire jusqu'à éliminer complètement les émissions de gaz à effet de serre d'ici 2100. D'ailleurs, la population canadienne est appelée à participer dès maintenant en réduisant sa consommation d'énergie, en privilégiant le transport collectif, en préservant les ressources et en plantant des arbres et des végétaux (Environnement Canada, 2015).

1.3 Le rôle de l'arbre en milieu urbain

En milieu urbain, les bienfaits que procure la végétation sont reconnus depuis plusieurs décennies et font l'objet de nombreuses recherches. Cependant, et ce depuis des siècles, les arbres ont une place importante au sein de sociétés telles que les civilisations égyptienne, phénicienne, perse, grecque, chinoise et romaine. Ils étaient utilisés à des fins esthétiques afin de mettre en valeur les temples (Grey & Deneke, 1986), pour créer de l'ombre (Forrest & Konijnendijk, 2005) ainsi que pour fabriquer des armes, construire, naviguer et nourrir les populations (Merlin & Choay, 1988). Au XIX^e siècle, l'Angleterre est parmi les premiers pays à créer des parcs municipaux considérés alors comme les poumons verts des villes industrialisées tout en ayant la capacité d'améliorer la condition physique et le bien-être psychologique des citoyens (Forrest & Konijnendijk, 2005). Les boulevards bordés d'arbres sont apparus à Paris au milieu du XIX^e (Grey & Deneke, 1986; Spirn, 1984). À la demande de l'empereur Napoléon III, le Baron Haussmann eut le mandat de reconstruire Paris afin d'y améliorer la circulation, l'apparence générale, les infrastructures et les accès militaires. Cela incluait

la conception de parcs et de jardins ainsi que de boulevards verdis. Durant cette période, 110 000 arbres ont été plantés le long de 236 km de rue (Forrest & Konijnendijk, 2005). Au XXe, plusieurs courants urbanistiques se sont inspirés des bienfaits de la nature pour créer de nouveaux modèles de ville. Du mouvement « City beautiful » avec le travail de Frederick Law Olmsted dans Central Park à New York (1857) (Bloniarz, 1995; Grey & Deneke, 1986) et le parc du Mont-Royal à Montréal (1876) (Ville de Montréal, 2013), au concept de « Cité-jardin » (1902) d'Ebenezer Howard où les industries, les commerces, les résidences, les jardins et les fermes sont partie prenante d'une ville limitée à 30 000 habitants et ceinturée par des forêts (Spirn, 1984), la nature est mise de l'avant. Cette place occupée par l'arbre en milieu urbain, résolument importante, introduit donc une nouvelle discipline; la foresterie urbaine. Le concept de foresterie urbaine a été présenté pour la première fois au Canada, à l'université de Toronto en 1965 par Erik Jorgensen considéré comme le premier forestier urbain canadien (Grey & Deneke, 1986; Randrup, Konijnendijk, Dobbartin, & Prüller, 2005). La foresterie urbaine se définit comme une section spécialisée de la foresterie qui a pour objectifs la culture et la gestion des arbres dans les zones urbaines tout en considérant leur contribution présente et potentielle au bien-être physiologique, sociologique et économique des citoyens (Grey & Deneke, 1986; Randrup et al., 2005). Aujourd'hui, la foresterie urbaine fait partie prenante des villes et la forêt urbaine se définit comme suit;

Une végétation composée en grande partie d'arbres et des caractéristiques connexes que l'on trouve dans une zone urbaine. S'entend en outre des boisés, des plantations, des arbres d'ombrage, des champs à divers stades de succession, des terres marécageuses et des zones riveraines. (Assemblée législative de l'Ontario, 2000).

Les municipalités, mais également le grand public sont davantage informés des bienfaits des arbres en lien avec le débat sur les changements climatiques (Leibowitz, 2012). Ainsi, de plus en plus de programmes de verdissement sont mis en place afin

d'augmenter la canopée urbaine à différentes échelles (rue, quartier, ville, agglomération) tels que l'initiative « Million trees » qui s'implante dans plusieurs grandes villes américaines dont Los Angeles (Californie), New York (New York), Philadelphie (Pennsylvanie), Denver (Colorado) et Salt Lake City (Utah) et qui, comme son nom l'indique, a pour objectif de planter un million d'arbres sur un territoire donné (Leibowitz, 2012; McPherson, Simpson, Xiao, & Wu, 2011; Morani, Nowak, Hirabayashi, & Calfapietra, 2011).

1.3.1 Les bénéfices environnementaux

En milieu urbain, l'arbre est un atout majeur quant à la lutte aux îlots de chaleur et à la pollution atmosphérique (Akbari, 2001, 2002; Bowler, Buyung-Ali, Knight, & Pullin, 2010; Jansson, Jansson, & Gustafsson, 2006; Leung et al., 2011; Nowak et al., 2006; Taha, 1997). En effet, les arbres jouent un rôle crucial dans le stockage et la séquestration du carbone (Escobedo, Varela, Zhao, Wagner, & Zipperer, 2010; Liu & Li, 2012; Nowak & Crane, 2002; O'Donoghue & Shackleton, 2013; Stoffberg, Van Rooyen, Van Der Linde, & Groeneveld, 2010; Zhao, Kong, Escobedo, & Gao, 2010). Ils contribuent à améliorer la qualité de l'air en filtrant les particules fines et autres polluants atmosphériques (Beckett, Freer-Smith, & Taylor, 1998; Brack, 2002; Jim & Chen, 2008; McPherson, Nowak, & Rowntree, 1994; Nowak et al., 2006; Tiwary et al., 2009). Selon une étude réalisée aux États-Unis, les arbres de 55 villes dont la canopée moyenne est évaluée à 27 % absorbent jusqu'à 711 000 tonnes métriques de polluants (O_3 , PM_{10} , NO_2 , SO_2 et CO) annuellement (Nowak et al., 2006). L'absorption des polluants varie selon chaque ville en fonction du pourcentage de canopée, des concentrations de polluants, de la longueur de la saison où les arbres sont en feuilles, le nombre de précipitations et autres conditions météorologiques qui influencent le mécanisme d'évapotranspiration des arbres. Par exemple, bien que la canopée de la ville de Jacksonville en Floride soit évaluée à 53 %, la ville de Los Angeles en

Californie possède un plus haut taux d'absorption de pollution par pourcentage de canopée dû à une longue saison, de faibles précipitations et de fortes concentrations de polluants (Nowak et al., 2006). En ce qui concerne le stockage et la séquestration du carbone, une étude réalisée dans 10 grandes villes américaines, dont la ville de New York (New York), qui possède un indice de canopée de 20,9% et environ 5 212 000 arbres, estime à 1 225 200 tonnes la quantité de carbone stocké par ces mêmes arbres ainsi qu'une séquestration annuelle nette de 20 800 tonnes (Nowak & Dwyer, 2007).

Les arbres ont également la faculté de réguler la température grâce au mécanisme d'évapotranspiration et à l'ombrage créé par le feuillage (Akbari, 2002; Gillner, Vogt, Tharang, Dettmann, & Roloff, 2015; Rosenfeld, Akbari, Romm, & Pomerantz, 1998; Shashua-Bar & Hoffman, 2000; Vailshery, Jaganmohan, & Nagendra, 2013). En effet, les arbres ont la capacité de rafraîchir la température de l'air en dégageant de la vapeur d'eau dans l'atmosphère modifiant ainsi le degré d'humidité de l'air, mais également en faisant ombrage, c'est-à-dire en interceptant et en reflétant les rayons solaires réduisant ainsi du même coup la chaleur qui leur sont associés (Akbari, 2002; Rosenfeld et al., 1995). Des études américaines ont démontré que les arbres plantés autour des bâtiments et procurant de l'ombre réduisent de 10 % à 42 % les coûts de climatisation (Akbari, Kurn, Bretz, & Hanford, 1997; Huang, Akbari, & Taha, 1989). Le feuillage des arbres intercepte également l'eau de pluie et réduit par le fait même le ruissellement accentué par les surfaces minéralisées en milieu urbain (David et al., 2006; Guevara-Escobar, González-Sosa, Véliz-Chávez, Ventura-Ramos, & Ramos-Salinas, 2007; Livesley, Baudinette, & Glover, 2014; Sanders, 1986; Xiao & McPherson, 2003; Yao et al., 2015). En effet, selon des études mexicaines, australiennes et américaines, les arbres interceptent entre 45 % et 79,5 % des précipitations (Guevara-Escobar et al., 2007; Livesley et al., 2014; Xiao & McPherson, 2003). De plus, un couvert végétal de 35 % absorbe jusqu'à 62 % du ruissellement (Armson, Stringer, & Ennos, 2013). Cependant, et ce, malgré de nombreuses études, des chercheurs remettent en question certains bienfaits environnementaux des arbres

en ce qui concerne les méthodologies utilisées. Par exemple, ils soutiennent que les études ne tiennent pas compte des différences entre les climats (type de végétation et type de sols), des capacités fiscales et des valeurs culturelles et institutionnelles des villes, de l'intérêt du public ainsi que des coûts engendrés par les arbres (Pataki et al., 2011).

1.3.2 Les bénéfices économiques

Bien que les arbres génèrent des coûts, qui seront présentés au point 1.4, ils ont également une valeur économique puisqu'ils permettent d'engranger des économies ainsi que de réaliser des profits. Une étude réalisée dans 8 villes américaines¹ estime entre 477\$ et 1 187\$ la valeur compensatoire d'un arbre, c'est-à-dire, l'indemnisation d'un propriétaire associée à la perte d'un arbre (Nowak, Crane, & Dwyer, 2002). De plus, une étude réalisée par la Banque TD à Toronto en 2014 estime à 7,95 \$ par arbre les bénéfices attribués annuellement à la forêt urbaine de villes telles que Toronto et Montréal au Canada (Alexander & McDonald, 2014). Ces bénéfices sont en lien avec la réduction d'impact de pluies abondantes sur les infrastructures (Alexander & McDonald, 2014; Zhang, Xie, Zhang, & Zhang, 2012), la réduction des polluants atmosphériques (Alexander & McDonald, 2014; Nowak et al., 2006), incluant la séquestration du carbone (Alexander & McDonald, 2014; Nowak, Greenfield, Hoehn, & Lapoint, 2013) ainsi que l'économie d'énergie et de réduction des émissions de production d'énergie (Akbari et al., 1997; Alexander & McDonald, 2014). Par exemple, en faisant ombrage sur les bâtiments l'été, les arbres peuvent réduire les coûts reliés à la dépense énergétique des bâtiments de 10 % à 50 % selon des études réalisées

¹ Les villes de New York et de Syracuse dans l'état de New York, Atlanta en Georgie, Baltimore au Maryland, Philadelphie en Pennsylvanie, Boston au Massachusetts, Oakland en Californie et la ville de Jersey au New Jersey.

en Californie aux États-Unis (Akbari et al., 1997; Simpson & McPherson, 1996). De plus, l'avantage comparatif en valeur foncière et en revenus locatifs des propriétés est estimé à la hausse (à plus de 7 %) puisque les arbres contribuent à augmenter la valeur des propriétés et des locations ainsi que le désir de vivre dans un quartier (Alexander & McDonald, 2014; Des Rosiers et al., 2002; Dombrow, Rodriquez, & Sirmans, 2000; Donovan & Butry, 2011; Rotherham, 2010; Sander, Polasky, & Haight, 2010; Wachter & Wong, 2008). Les arbres attirent également davantage de consommateurs dans les secteurs commerciaux (Wolf, 2005). De même, en plus d'engranger des économies, les arbres permettent aussi de tirer profit de leur présence. En effet, chaque dollar investi dans l'entretien d'un arbre rapporterait entre 1,35 \$ à 4,48 \$ annuellement (Alexander & McDonald, 2014; McPherson, Simpson, Peper, Maco, & Xiao, 2005; Soares et al., 2011).

1.3.3 Les bénéfices sociaux

Socialement, la végétation est perçue comme étant favorable à la santé (Carter & Horwitz, 2014; De Vries, Verheij, Groenewegen, & Spreeuwenberg, 2003; Kardan et al., 2015; J. Maas, Verheij, Groenewegen, De Vries, & Spreeuwenberg, 2006). Cette perception est également proportionnelle à la densité des arbres, c'est-à-dire, plus la densité des arbres est élevée, plus la perception du niveau de « santé » de l'environnement est élevée (Kardan et al., 2015). Plusieurs études ont démontré que la végétation a une incidence psychologique et physique positive sur les individus. En plus de favoriser la cohésion sociale (Kweon, Sullivan, & Wiley, 1998; J. Maas, Van Dillen, Verheij, & Groenewegen, 2009; Sullivan, 2004), elle permet de prévenir et de réduire le stress (Fan, Das, & Chen, 2011; Grahn & Stigsdotter, 2003; Kaplan, 1995; Van den Berg et al., 2010; Ward Thompson et al., 2012), de diminuer les risques de dépression (Taylor et al., 2015) ainsi que les conditions cardiométaboliques (Kardan et al., 2015). Une étude américaine a démontré que les patients d'un hôpital situé en face

d'un parc se sont rétablis plus rapidement et en utilisant moins de médicaments pour contrer la douleur que les patients d'un hôpital dont la vue donnait sur un autre bâtiment (Ulrich, 1984). La présence des arbres permet aussi de diminuer la pollution sonore causée par le trafic routier (Anderson, Mulligan, & Goodman, 1984; Jarup et al., 2008) et ce, jusqu'à 50 % lorsque les plantations sont denses (Dwyer, McPherson, Schroeder, & Rowntree, 1992). L'espacement entre les arbres de rue réduit l'impact sur la diminution du bruit (Dwyer et al., 1992), mais permet tout de même d'en diminuer la perception négative (Dzhambov & Dimitrova, 2014). De plus, en offrant nourriture et habitat, les arbres favorisent la biodiversité de la faune (Dwyer et al., 1992; Grey & Deneke, 1986; Yapp, Walker, & Thackway, 2010) et les sons émis par les oiseaux et les insectes, mais également par le vent (bruissement des feuilles) augmentent la qualité du paysage sonore urbain (Anderson et al., 1984; Coensel, Vanwetswinkel, & Botteldooren, 2011; Grey & Deneke, 1986).

La végétation favorise également la pratique d'activité physique (J. Maas, Verheij, Spreeuwenberg, & Groenewegen, 2008; Mytton, Townsend, Rutter, & Foster, 2012; E. A. Richardson, Pearce, Mitchell, & Kingham, 2013). Coombes et al. (2010) a démontré que l'accessibilité aux espaces verts de la ville de Bristol en Angleterre augmente la pratique d'activité physique et par conséquent, réduit la probabilité de surpoids et d'obésité (Coombes, Jones, & Hillsdon, 2010). De plus, Lovasi et al. (2008, 2013) a déterminé, chez les enfants d'âge préscolaire habitant dans la ville de New York aux États-Unis, une association positive entre une densité élevée d'arbres de rue et une prévalence plus faible du taux d'obésité (12 %) (Lovasi et al., 2013) ainsi que du taux d'asthme (24 %) (Lovasi, Quinn, Neckerman, Perzanowski, & Rundle, 2008). En plus d'avoir un impact positif sur la santé de la population, la végétation en a également sur l'espérance de vie. Selon une étude réalisée auprès de Tokyoïtes (Japon) du troisième âge vivant à proximité de rues bordées d'arbres et d'espaces verts, la végétation, associée au bien-être physique et mental, contribue à la longévité (Takano, Nakamura, & Watanabe, 2002).

De plus, les arbres de rue jouent un rôle important dans la collectivité puisque la rue est un lieu important, voire de vie, pour quiconque habite en ville. Les urbains y jouent, y déambulent, s'y rassemblent, y marchent, y conduisent, y défilent, s'y assoient, y regardent, y courent, y sollicitent, y voyagent et y travaillent (Spirn, 1984). En ce sens, les rues bordées d'arbres sont davantage fréquentées (Sarkar et al., 2015) parce que la végétation en fait des lieux plus sûrs (Donovan & Prestemon, 2010; Kuo & Sullivan, 2001a, 2001b), plus accueillants et attrayants (Grey & Deneke, 1986; Pikora, Giles-Corti, Bull, Jamrozik, & Donovan, 2003) et plus confortables puisque la température de l'air, l'humidité relative et la radiation solaire y sont moins élevées (Sanusi, Johnstone, May, & Livesley, 2016). Donc, de façon générale, l'expérience des piétons y est favorisée (Burgess, Harrison, & Limb, 1988) d'autant plus que les rues bordées d'arbres atténuent le trafic en abaissant la vitesse des automobilistes (Lyytimäki, Petersen, Normander, & Bezák, 2008). Ainsi, la présence d'arbres offre un environnement de grande qualité et par le fait même augmente la qualité de vie sociale, physique et mentale en milieu urbain (Rotherham, 2010).

1.3.4 Inégalités environnementales liées à la forêt urbaine

Ces bienfaits générés par la forêt urbaine ne sont cependant pas distribués de façon équitable pour tous puisque le manque de végétation exacerbe les problèmes liés aux effets d'îlots de chaleur urbains d'une population déjà vulnérable (Institut national de santé publique du Québec, 2009). Les inégalités environnementales sont le résultat d'un accès limité aux bénéfices générés par la végétation à certains groupes sociaux comme les populations à faible revenu et les minorités visibles (Landry & Chakraborty, 2009; Pedlowsky, Da Silva, Adell, & Heynen, 2002; Pham, Apparicio, Séguin, Landry, & Gagnon, 2012). Elles ont davantage lieu sur le domaine public (arbres de rue) que sur le domaine privé (cour) (Pham et al., 2012). À Montréal au Canada, l'étude de Pham et al. (2012) note une diminution du couvert végétal des rues lorsque le taux de

minorités visibles augmente, c'est-à-dire, un taux de minorités visibles de 0 % compte 34 % de couvert végétal et un taux de minorités visibles de 60 % compte 24 % de couvert végétal (Pham et al., 2012). De son côté, Pedlow et al. (2002) constate une corrélation positive entre le nombre d'arbres et la valeur foncière de la ville de Campos dos Goytacazes au Brésil qui confirme un lien direct entre la richesse d'un quartier et l'abondance du couvert végétal (Pedlow et al., 2002). Les populations aux revenus faibles sont considérées comme ayant moins d'argent ou n'en ayant pas du tout à consacrer à l'achat et à l'entretien d'un arbre et par le fait même, contribuer au maintien du couvert végétal (Flocks, Escobedo, Wade, Varela, & Wald, 2011; Nowak, McBride, & Beatty, 1990). Cependant, être exempt de moyens financiers ne signifie pas pour autant ne pas avoir le souhait ou l'habileté d'améliorer son environnement physique (Flocks et al., 2011). Afin de prévenir ou dans certains cas contrer les inégalités environnementales, les chercheurs recommandent donc de multiplier les efforts de verdissement et les investissements publics dans les secteurs où les revenus de la population sont faibles afin de compenser le manque de végétation et de réduire les effets des îlots de chaleur urbains (Flocks et al., 2011; Pham et al., 2012). D'autant plus que la plantation d'arbres et leur entretien font rarement partie des priorités des quartiers où les revenus sont faibles, et ce, tant du côté des citoyens que de l'administration (Grey & Deneke, 1986). En ce sens, en 2007, la ville de Portland en Oregon aux États-Unis a implanté un programme de plantation d'arbres de rue « Urban Forest Action Plan » dont une des priorités est le verdissement dans les communautés où les revenus sont faibles et où le taux de minorités visibles est élevé (Bohannon & Gersbach, 2015; Nesbitt & Meitner, 2016). Entre 2007 et 2014, 11 233 arbres ont été plantés dans les quartiers ciblés afin de rétablir la distribution des arbres et leurs bienfaits de façon équitable à travers la ville (Bohannon & Gersbach, 2015).

1.4 Les coûts et les inconvénients de l'arbre en milieu urbain

Bien que les bienfaits procurés par les arbres soient nombreux, leur présence en ville comporte des inconvénients et génère des coûts. Du point de vue esthétique et de la propreté, les débris (feuilles, branches et fruits) sont considérés comme des désagréments (Escobedo, Kroeger, & Wagner, 2011). Il y a également des coûts reliés à l'entretien (élagage, plantation, retrait, remplacement, contrôle et traitement d'insectes et de maladies, irrigation) ainsi qu'à la réfection des infrastructures notamment des trottoirs (Escobedo et al., 2011; McPherson et al., 2005). Par exemple, à Montréal, il en coûte en moyenne 1 190 \$ pour planter un arbre incluant le matériel (arbre, terre, paillis, tuteur...), la main d'œuvre (excavation, transport...) et l'entretien (arrosage, entretien, suivi des plantations...) (Normandin, 2016b). De plus, les arbres causent des allergies dues aux émissions de pollen (Leung et al., 2011; Salmond et al., 2016) qui affectent environ 5 % à 50 % de la population européenne (D'Amato et al., 2007). Elles engendrent, entre autres, des rhinites et de l'eczéma et exacerbent les symptômes de l'asthme (Leung et al., 2011; Salmond et al., 2016). En plus du pollen, les arbres émettent de l'isoprène et du monoterpène en réaction au stress lié à leur environnement (en termes de chaleur, de luminosité et de sécheresse) qui leur sont utiles pour attirer les pollinisateurs et repousser les prédateurs. Cependant, ces émissions sont à l'origine des composés organiques volatils (COV) biogènes considérés comme des polluants (Leung et al., 2011; Nowak & Dwyer, 2007). Selon les études, l'impact de ce polluant varie soit, en contribuant à la formation d'ozone ou en n'ayant aucun effet détectable (Leung et al., 2011; Nowak et al., 2000). La quantité d'émission de COV change d'une espèce à l'autre, ce qui peut être pris en considération lors de la sélection des essences destinées à verdir les villes (Benjamin & Winer, 1998; Leung et al., 2011). Malgré ces inconvénients, les coûts engendrés par les arbres demeurent moins élevés que les gains rapportés. Comme cela a été mentionné plus tôt, pour chaque dollar investi dans l'entretien, les services écosystémiques rendus par les arbres sont estimés entre 1,35 \$ à 4,48 \$ (Alexander & McDonald, 2014; McPherson

et al., 2005; Soares et al., 2011). De plus, de façon générale, les bénéfices environnementaux et sociaux des arbres sont reconnus et perçus de façon positive par les citoyens qui sont également prêts à contribuer financièrement de manière importante au verdissement des rues sans arbres ou très peu verdies. (Giergiczny & Kronenberg, 2014; Lohr, Pearson-Mims, Tarnai, & Dillman, 2004).

1.5 Le milieu urbain; un milieu de vie difficile pour les arbres

L'arbre est une composante vivante de la nature qui bien souvent, survit plus qu'il ne vit en milieu urbain. Certains auteurs considèrent d'ailleurs l'arbre de rue comme une espèce en voie d'extinction (Spirn, 1984). Outre les caractéristiques intrinsèques à l'arbre et les caractéristiques de sa plantation, plusieurs théories, présentées au second chapitre consacré au cadre théorique, tentent d'expliquer les variables externes, liées à la forme urbaine et à la population, qui sont associées au couvert végétal et au taux de survie des arbres de rue urbains.

Contrairement aux forêts naturelles, les forêts urbaines sont créées et gérées par l'humain (Clark, Matheny, Cross, & Wake, 1997) à travers plusieurs interventions nécessaires comme la plantation, l'entretien, le retrait et le remplacement (Grey & Deneke, 1986; Roman, Battles, & McBride, 2014). Trois stratégies principales ordonnent les plantations d'arbres en terme de localisation et particulièrement dans le cas des arbres de rue. D'abord, maximiser les bienfaits environnementaux (présentés plus tôt) pour obtenir un maximum d'améliorations bénéfiques à la société. Ensuite, améliorer le paysage en fonction de l'esthétisme. Finalement, assurer un taux de survie élevé et une bonne taille en optant pour des lieux où il y a un minimum d'interférences avec les objets et les fonctionnements courants de la société, c'est-à-dire, les facteurs liés au climat, les caractéristiques du sol, les conditions environnementales, l'emplacement, la végétation existante, le mode de tenure et la réglementation, les

influences sociales, l'entretien, etc. (Grey & Deneke, 1986; Wu, Xiao, & McPherson, 2008). En ce qui concerne l'amélioration du paysage, la structure et la sélection des essences sont organisées en fonction de plusieurs éléments comme l'esthétisme (feuillage coloré, forme, taille), l'aspect fonctionnel (ombrage, écran visuel, coupe-vent) et la vitesse de croissance (Canfield & Runkle, 1999; Grey & Deneke, 1986). L'arbre en ville est une forme souple et vivante qui contraste avec les bâtiments et les routes rigides et minérales (Merlin & Choay, 1988). Par exemple, l'effet de voûte créé par les arbres est une idée d'architecture recherchée pour les rues et principalement pour celles en milieu résidentiel (Spirn, 1984). Ainsi en milieu urbain, le choix de l'emplacement des arbres de rue est un des éléments importants de l'architecture de paysage (Wu et al., 2008) puisqu'ils marquent les constructions architecturales et urbanistiques, c'est-à-dire;

L'équilibre des masses végétales et minérales apporte autant de force que de subtilité dans les partis d'aménagement urbain. Les arbres interviennent, tantôt en harmonie, en contribuant à l'affirmation du caractère retenu, tantôt en contrepoint, en créant, à une échelle familière, leur propre paysage. (Merlin & Choay, 1988).

Pour ce qui est du taux de survie et du taux de mortalité des arbres, il faut d'emblée reconnaître que l'environnement urbain impose des conditions de vie plus difficiles aux arbres qui y poussent qu'en pleine nature. En effet, les arbres en milieu urbain (pour les espèces du même âge) ont généralement un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) (mesuré à 1,37 m du sol) plus petit que les arbres en boisé (Close, Nguyen, & Kielbaso, 1996; Quigley, 2004). En milieu urbain, cette différence existe également selon le type d'emplacement pour des arbres de même essence, de même âge et qui ont été plantés au même moment. Tel est le cas dans la ville de Washington, dans le District de Columbia, la capitale des États-Unis, les arbres plantés en trottoir sont plus petits, en terme de diamètre et de port, que les arbres plantés dans un sol dit ouvert s'apparentant davantage à un parterre (Spirn, 1984). Ceci est non négligeable puisque

plusieurs bienfaits générés par les arbres sont multipliés lorsque la taille de ces derniers augmente (Maco & McPherson, 2003). En effet, les arbres matures, la plupart des arbres arrivent à maturité après 40 ans (Spirn, 1984), sont en mesure de filtrer l'air de 60 à 70 fois plus que les jeunes arbres (McPherson et al., 1994).

L'arbre en milieu urbain a également une espérance de vie moyenne plus courte que l'arbre en milieu suburbain (Moll, 1989). Cependant, l'espérance de vie moyenne d'un arbre de rue varie d'une étude à l'autre : 7 ans (Moll, 1989), 10 ans (Foster & Blaine, 1978; Spirn, 1984), 15 ans (Nowak et al., 2004) et de 19 à 28 ans (Roman & Scatena, 2011). Plusieurs études ont également démontré que le taux de mortalité annuel des arbres en milieu urbain, et particulièrement de rue, varie entre 3 % et 9,97 % (Impens & Delcarte, 1979; Lawrence, Escobedo, Staudhammer, & Zipperer, 2012; Nowak et al., 2004; Roman et al., 2014; Roman & Scatena, 2011) et peut atteindre jusqu'à 19 % (Nowak et al., 1990). En ce sens, les arbres de rue sont plus vulnérables lors des premières années suivant la plantation (Roman et al., 2014). Plusieurs études ont évalué les pertes entre 9 % et 19,5 %, la première année (Impens & Delcarte, 1979; Roman et al., 2014), entre 17 % et 34 %, la deuxième (Miller & Miller, 1991; Nowak et al., 1990; Roman et al., 2014), à 25 %, après trois ans (Roman et al., 2014) et à 50 %, après quatre ans (Miller & Miller, 1991). Entre 6 et 9 ans, le taux de mortalité se stabilise (Lu et al., 2010).

1.6 L'impact des changements globaux sur les arbres urbains

Il est entendu par changements globaux, les changements climatiques et les espèces invasives. Les villes sont des microclimats en soi et combinés aux changements climatiques, le réchauffement de la température des villes peut en être accentué. Les études démontrent également une augmentation d'événements extrêmes à venir tels que les pluies verglaçantes, les tempêtes, les forts vents et les épisodes de sécheresse

(Environnement Canada, 2016b; Lindner et al., 2010). Ce qui n'est pas sans conséquence sur les conditions de vie des arbres qui peuvent être fragilisés (Duryea, Blakeslee, Hubbard, & Vasquez, 1996; Duryea, Kampf, & Littell, 2007; Hauer, Wang, & Dawson, 1993; Staudhammer et al., 2011). En ce sens, les événements extrêmes augmentent les stress associés aux conditions de vie urbaine et la vulnérabilité des arbres et particulièrement aux insectes et aux maladies (Lovett et al., 2016; Ordóñez & Duinker, 2015).

En effet, les infestations d'insectes ont des conséquences importantes sur les forêts urbaines ainsi que les services écosystémiques qui leur sont associés (Dreistadt, Dahlsten, & Frankie, 1990; Laćan & McBride, 2008; Poland & McCulough, 2006). Une étude réalisée dans 9 villes américaines² a estimé les dommages causés par le longicorne asiatique, un insecte provenant d'Asie et s'attaquant aux feuillus tels que les érables, les peupliers, les bouleaux, les saules et les ormes (Ressources naturelles Canada, 2016b). L'étude estime une perte de 34,9% de la canopée équivalant à 1,2 million d'arbres morts dont les services écosystémiques sont évalués à 669 millions de dollars (Nowak, Pasek, Sequeira, Crane, & Mastro, 2001). De plus, une étude américaine, réalisée dans 15 états³ infestés, a démontré qu'après la découverte de l'agrile du frêne et la perte massive d'arbres qui a suivi, en moyenne, 23,5 décès supplémentaires liés à des problèmes cardiovasculaires et respiratoires par 100 000 habitants d'âge adulte sont survenus annuellement (Donovan et al., 2013).

² La ville de Jersey au New Jersey, Chicago en Illinois, Boston au Massachussets, Syracuse et la ville de New York dans l'état de New York, Philadelphie en Pennsylvanie, Baltimore au Maryland, Atlanta en Georgie et Oakland en Californie

³ Illinois, Indiana, Iowa, Kentucky, Maryland, Michigan, Minnesota, Missouri, New York, Ohio, Pennsylvanie, Tennessee, Virginie, Virginie Occidentale, Wisconsin.

Par conséquent, lorsqu'un objectif tel que celui du *Plan d'Action Canopée* de Montréal (détaillé au point 1.9.4) est d'augmenter le couvert végétal, il est important de déterminer les facteurs qui permettent d'offrir un environnement favorable à la survie des arbres de rue d'autant plus que, tel que mentionné plus tôt, le remplacement des arbres qui ne survivent pas à la transplantation génère des coûts additionnels (Escobedo et al., 2011).

1.7 Les stratégies de reboisement

En regard aux variables liées à la pérennité et la santé de la forêt urbaine, un guide destiné à tous a été créé sous la direction de l'organisme Jour de la Terre. Québec pour encadrer les plantations d'arbres en conseillant tant du point de vue stratégique qu'opérationnel afin « d'optimiser la gestion quotidienne des plantations d'arbres, dans le but d'atteindre les objectifs fixés de biodiversité, de résilience et de rendement en services écosystémiques » (Paquette, 2016).

1.7.1 Les conseils stratégiques

D'abord, il s'agit d'augmenter la diversité horizontale, verticale et génétique en plantant en groupes des espèces variées génétiquement différentes créant une diversité fonctionnelle qui rend les arbres davantage résilients. Ensuite, il est question de créer de nouvelles relations avec les pépinières en les informant des plantations futures en terme de groupe fonctionnel afin qu'elles puissent adapter leur production et offrir un plus large éventail de variétés. Finalement, il est conseillé de privilégier les arbres à grand déploiement puisque les biens et les services rendus y sont fortement associés (Paquette, 2016).

1.7.2 Les conseils opérationnels

D'abord, il s'agit de changer les modèles de plantation en élargissant les fosses de trottoirs et en regroupant plusieurs arbres afin de permettre des interactions entre eux qui leur sont bénéfiques. Ensuite, afin de faciliter la gestion et l'entretien des arbres et d'augmenter leur taux de survie, il est conseillé de planter des arbres de plus petit calibre et en petits groupes. Les grands arbres sont plus coûteux que les petits et sont favorisés pour plusieurs raisons (opérationnelles, vol, vandalisme, sécurité), mais sont plus sensibles aux stress liés aux conditions de vie urbaine du au « ratio défavorable entre les structures à supporter (entre feuilles / bois et racines) et les ressources disponibles (via les racines) que les petits arbres » (Paquette, 2016). Après, il est question de planifier un contrôle de la végétation en éliminant la compétition liée à la présence d'herbacée et de gazon autour des arbres. Un suivi chimique ou mécanique et la pose de paillis préviennent leur apparition et permettent à l'arbre de croître plus rapidement et en santé. Finalement, en bas âge, il est recommandé de pratiquer des suivis réguliers et fréquents ainsi que des tailles de formation qui permettent de guider les arbres vers une forme compatible à leur environnement de plantation. Elles sont moins coûteuses et les arbres cicatrisent plus rapidement et facilement (Paquette, 2016).

1.8 Problématique dans cette recherche

Les facteurs qui influencent la taille des arbres relevés lors de la revue de littérature sont ici regroupés en quatre catégories : les variables biologiques et physiques telles que l'essence et l'âge (Koeser et al., 2013; Nowak et al., 2004) ainsi que l'emplacement, les caractéristiques du sol, l'entretien et les blessures (Quigley, 2004). Ensuite, les variables urbanistiques telles que le type d'occupation du sol, la densité résidentielle, l'âge des bâtiments et les dimensions de la rue (Conway & Hackworth,

2007; Dwyer, Nowak, Noble, & Sisinni, 2000; Grove et al., 2006; Nowak et al., 2004). Après, les variables socio-économiques telles que le revenu, le niveau d'éducation, le mode de tenure, l'origine ethnique et la densité de population (Boone, Cadenasso, Grove, Schwarz, & Buckley, 2010; Grove, Locke, & O'Neil-Dunne, 2014; Lowry, Baker, & Ramsey, 2012; Luck, Smallbone, & O'Brien, 2009; Nowak et al., 1990; Szantoi, Escobedo, Wagner, Rodriguez, & Smith, 2012). Finalement, les variables organisationnelles et règlementaires qui font entre autres référence à la gouvernance municipale et à la participation citoyenne. Ces variables ainsi que les théories expliquant ces variables sont détaillées dans le chapitre suivant qui est dédié au cadre théorique.

Il apparut important et utile d'étudier l'effet de chaque groupe de variables sur la taille des arbres de rue puisque peu d'études ont été réalisées sur ceux-ci spécifiquement (Pham, Apparicio, Landry, & Lewnard, 2017). En effet, la majorité des études s'intéressent à l'ensemble du couvert végétal incluant les domaines public et privé (Grove et al., 2014). De plus, bien qu'il existe un nombre considérable d'études sur les variables déterminant la canopée et le taux de survie des arbres tel que le démontre la revue de littérature de cette recherche, elles abordent rarement le pouvoir explicatif de chacun des groupes de facteurs en tenant compte de leur échelle spatiale (Locke, Landry, Grove, & Roy Chowdhury, 2016; Pham et al., 2017). En ce sens, cette approche s'avère utile pour améliorer les théories relatives à la canopée, présentées dans le cadre théorique (Locke et al., 2016) ainsi que pour être en mesure de proposer de nouvelles approches en terme de gestion des arbres publics.

1.9 La situation montréalaise

La Ville de Montréal, à l'instar des autres villes du monde, est confrontée à des problématiques environnementales propres aux régions urbanisées. La Ville de

Montréal se distingue tout de même par sa nature nordique, son urbanisme et son système de gouvernance qui l'amène à aborder et gérer les problématiques à sa façon. Cette section trace un portrait général de la métropole québécoise afin de mieux comprendre son fonctionnement et ses spécificités en matière de forêt urbaine.

1.9.1 Les enjeux environnementaux

Montréal, classée parmi les trois plus grandes villes canadiennes avec ses 1 649 519 habitants en 2011 (Ville de Montréal, 2016b), n'échappe pas aux phénomènes des îlots de chaleur urbains (Institut national de santé publique du Québec, 2009), aux épisodes de chaleur accablante (Direction de la santé publique de Montréal, 2011) ainsi qu'à la pollution atmosphérique (Organisation mondiale de la Santé, 2016c). En effet, les zones d'îlots de chaleur urbains correspondent à environ 28 % de la superficie de l'île de Montréal (121 km² sur 483 km²) (Ville de Montréal, 2015) et plus de 400 décès ont été causés par les vagues de chaleur accablante qui ont eu cours à Montréal entre 1985 et 2015 (Direction de la santé publique de Montréal, 2011; Ville de Montréal, 2015). De plus, la ville de Montréal a connu 14 importants épisodes de smog entre 1998 et 2010 (Environnement Canada, 2014a).

1.9.1.1 La pollution atmosphérique

Un bilan de l'OMS publié en 2011 a établi que Montréal est la deuxième grande ville canadienne la plus polluée tout juste derrière l'agglomération industrielle de Sarnia en Ontario. L'étude est essentiellement basée sur les concentrations de particules fines en suspension (PM_{2.5}). Ces polluants sont générés par la combustion du bois, les émissions des moteurs au diesel et des moteurs à essence et sont liés à plusieurs maladies pulmonaires et respiratoires, dont le cancer du poumon (Organisation mondiale de la

Santé, 2016b). Mille cinq cents décès sont attribués annuellement à la pollution atmosphérique dans la région de Montréal (Judek, Jessiman, Stieb, & Vet, 2005). En 2016, la parution d'un nouveau bilan fait état d'un léger recul pour Montréal qui se classe maintenant au quatrième rang parmi les grandes villes canadiennes les plus polluées derrière les régions métropolitaines (Statistique Canada, 2016) de Régina, Trois-Rivières, Québec et Windsor (Organisation mondiale de la Santé, 2016b). En plus d'analyser les concentrations de particules fines en suspension $PM_{2.5}$, cette étude a également observé les concentrations de particules fines en suspension PM_{10} . De plus, la base de données de l'OSM a pratiquement triplé le nombre de villes étudiées depuis le dernier bilan (de 1100 villes dans 91 pays à 3000 villes dans 103 pays) (Organisation mondiale de la Santé, 2016c) ce qui pourrait expliquer le nouveau classement.

Selon les statistiques du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec (MDDELCC), entre 2004 et 2012, Montréal a connu une moyenne de 61 jours de mauvaise qualité de l'air par année soit 1 journée sur 6. Une journée de mauvaise qualité de l'air est caractérisée par des concentrations de particules fines supérieures à $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pendant au moins 3 heures. Montréal a également connu une moyenne de 24 jours de smog, dû aux particules fines et à l'ozone, par année soit 1 journée sur 15. Une journée de smog est considérée comme telle lorsque des concentrations de particules fines supérieures à $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont présentes pendant plus de 3 heures sur plus de 75 % du territoire de l'agglomération montréalaise (Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2016).

À Montréal, les épisodes de smog sont plus fréquents durant la saison hivernale. Entre 2008 et 2014, plus des deux tiers des épisodes de smog ont eu lieu en hiver (Ville de Montréal, 2014a). Ce qui peut s'expliquer par les conditions météorologiques générales et le fait que les étés sans aucune canicule sont moins propices aux épisodes de smog puisque ce sont les rayons du soleil et les températures élevées qui agissent sur les

polluants (Environnement Canada, 2014b). La ville de Montréal a tout de même connu 14 importants épisodes de smog entre 1998 et 2010, dont 9, durant la saison estivale (Environnement Canada, 2014a).

1.9.1.2 Les îlots de chaleur urbains et les périodes de chaleur accablante

Associée aux épisodes de smog, les périodes de chaleur accablante peuvent être tout aussi mortelles. À Montréal, en 2010, la Direction de la santé publique de Montréal et Santé Canada ont attribué une centaine de décès à une importante période de chaleur accablante qui a eu lieu en juillet de la même année (Direction de la santé publique de Montréal, 2011; Santé Canada, 2011b). Selon la Direction de la santé publique de Montréal, les quartiers exposés à des conditions de chaleur extrême causées par la présence d'îlots de chaleur urbains sont associés aux individus dont l'état de santé est le plus précaire et dont les ressources pour combattre la chaleur sont les plus limitées (Institut national de santé publique du Québec, 2009; Santé Canada, 2011a; Tomlinson et al., 2011). Pour la grande région métropolitaine de Montréal, une période de chaleur accablante se traduit par « trois jours consécutifs où la température moyenne maximale atteint 33 °C et la température moyenne minimale ne descend pas sous les 20 °C ou lorsque la température ne descend pas en bas de 25 °C durant deux nuits consécutives » (Ministère de la Santé et des Services sociaux, 2016). Entre 1987 et 2013, 423 décès sont associés aux 7 épisodes de chaleur accablante marquants qu'a connus Montréal.

Les épisodes de chaleur accablante sont une cause directe du phénomène des îlots de chaleur urbains (Kunkel et al., 1996; Rosenzweig et al., 2005; Tan et al., 2010). Une étude réalisée lors d'un partenariat entre le Conseil régional de l'environnement de Laval et les départements de géographie de l'Université de Montréal et de l'Université du Québec à Montréal a démontré, par une journée d'été en juin 2005, que les surfaces minéralisées telles que les zones industrielles (40,57 °C) et les zones résidentielles

(31,54 °C) absorbent et conservent beaucoup plus la chaleur que les zones verdies comme les terrains de golf (27 °C) ou les parcs (23,16 °C) dont la canopée est dense (Cavayas & Beaudoin, 2008). Comme cela a été mentionné, les îlots de chaleur urbains représentent environ 28 % de la superficie de l'île de Montréal (Ville de Montréal, 2015).

1.9.2 La forêt urbaine

En 2007, l'indice de canopée, proportion de l'étendue du couvert arborescent sur un territoire donné, de la Ville de Montréal s'élevait à 19,1 % (Ville de Montréal, 2016d). La forêt urbaine montréalaise est composée de plusieurs types d'espaces verts. L'inventaire du domaine public compte les grands parcs dont celui du Mont-Royal, les écoterritoires (les grands parcs régionaux), les parcs locaux, les places publiques et les arbres sur rue. L'inventaire du domaine privé compte les cours résidentielles avant et arrière, les jardins aménagés sur les terrains institutionnels, commerciaux et industriels, les cimetières et les golfs (Ville de Montréal, 2004a, 2005b). La forêt urbaine publique représente 50 % de la canopée totale (domaines public et privé) bien qu'en superficie, le domaine public correspond au tiers du territoire de la ville de Montréal (Ville de Montréal, 2016d).

1.9.3 L'impact des changements globaux

Comme présentés plus tôt, les changements globaux font référence aux changements climatiques ainsi qu'aux ravageurs et aux maladies.

Le climat montréalais se caractérise par une très forte variation de température entre les saisons hivernale et estivale (moyenne de -10 °C en janvier à 20 °C en juillet) et des

précipitations mensuelles variant de 60 mm à 90 mm (Ville de Montréal, 2015). Les changements climatiques sont susceptibles d'exacerber plusieurs phénomènes climatiques sur le territoire montréalais dont l'augmentation des températures moyennes, des pluies abondantes, des vagues de chaleur, des tempêtes destructrices (vent, grêle, neige, verglas) et des sécheresses (RNCREQ & Ouranos, 2014). En ce sens, les impacts de l'augmentation des températures moyennes sur les arbres se traduisent par une extension de la saison estivale qui provoque un prolongement de la période de croissance des végétaux ainsi que l'arrivée précoce de certains ravageurs et par le fait même, l'augmentation du nombre de générations par saison. L'augmentation des températures moyennes implique également une réduction de la saison hivernale en diminuant la période de gel et de la période d'enneigement qui peuvent fragiliser les racines et offrir de meilleures chances de survie hivernale aux insectes indésirables (Ville de Montréal, 2015). De plus, les vagues de chaleur et les épisodes de sécheresse risquent d'augmenter le stress hydrique des arbres et par conséquent leur vulnérabilité aux insectes et autres pathogènes. En ces circonstances, les services écosystémiques fournis par les arbres tendent à diminuer. Finalement, l'augmentation des tempêtes destructrices risque de contribuer à la perte de la canopée en causant des bris aux branches fines et déjà affaiblies ou aux arbres déjà affaiblis par des maladies, des insectes ou des blessures (Ville de Montréal, 2015).

La forêt urbaine montréalaise est assez peu diversifiée, ce qui la rend plus vulnérable aux ravageurs et aux maladies (Ville de Montréal, 2005b). À cet effet, la ville de Montréal comme bien des villes américaines et canadiennes est aux prises, depuis quelques années déjà, avec un insecte ravageur, l'agrile du frêne. Cela n'est pas sans rappeler les importants dégâts qu'a causé la maladie hollandaise de l'orme à la forêt urbaine montréalaise, il y plusieurs décennies.

La maladie hollandaise de l'orme

Dans les années 1940, avant l'apparition de cette maladie qui prend son origine en deux champignons microscopiques en provenance d'Europe et transmis par des insectes de la famille des scolytes, il y avait entre 30 000 et 35 000 ormes d'Amérique sur le territoire montréalais (Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs, 2016). Aujourd'hui, seulement 1470 individus sont dénombrés sur le domaine public.

L'agrile du frêne

Près de 50 000 frênes sont recensés dans la base de données des arbres publics de la Ville de Montréal. Pour certains tronçons de rue, une très grande partie de leur canopée est composée de frênes (voir figure 1.1). L'agrile du frêne est originaire d'Asie du Sud-Est et fut découvert pour la première fois en Amérique du Nord en 2002 et à Montréal, 9 ans plus tard, en 2011 (Ressources naturelles Canada, 2016a). En 2015, la ville de Montréal a mis en place un plan d'action pour contrer l'agrile du frêne dont les détails sont évoqués au point 1.6.3.1. Le dernier bilan concernant les dommages causés par l'insecte présenté en avril 2016 confirme la perte de 13 000 arbres en 4 ans (Normandin, 2016a).

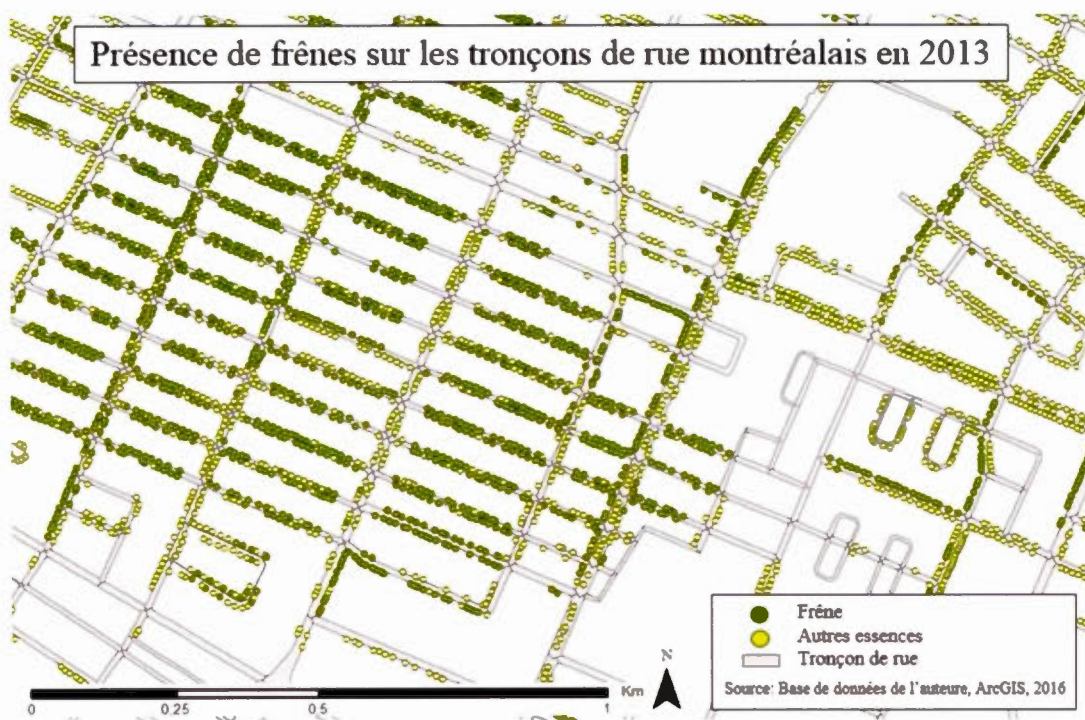


Figure 1.1 Exemple de tronçons de rue avec une très forte concentration de frênes.

1.9.4 Les politiques, les plans d'action et autres initiatives

Ces dernières années, plusieurs plans d'action ont été élaborés pour assurer la pérennité de la forêt urbaine montréalaise; la *Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels* en 2004, la *Politique de l'arbre* en 2005, le *Plan d'Action Canopée* en 2012, le *Plan de lutte à l'agrile du frêne* en 2015 ainsi que plusieurs autres initiatives locales de verdissement qui ont vu le jour au fil du temps. Il est à noter que cette tendance de protection, de valorisation et d'accroissement de la forêt urbaine à Montréal s'inscrit dans le courant des campagnes de verdissement qui ont lieu à travers l'Amérique du Nord durant les dernières années (Silvera Seamans, 2013).

Le Plan de lutte à l'agrile du frêne

Comme cela a été mentionné précédemment, en 2015, la ville de Montréal a mis en place un plan d'action pour contrer l'agrile du frêne dont l'objectif est de ralentir la progression de l'insecte afin de minimiser ses impacts sur la canopée de la Ville de Montréal (Ville de Montréal, 2016c). Les stratégies d'intervention comportent quatre volets, soient le dépistage, l'abattage, la disposition du bois et le traitement par injection (voir figure 1.2). En résumé, lors de la découverte d'un ou de plusieurs frênes infestés par l'insecte, tous les frênes publics dans un rayon de 300 mètres (zone à risque) sont évalués. Si l'arbre est dépérissant (compte plus de 30 % de branches mortes en cime), peu vigoureux (présente des défauts structurels importants) ou mort, il est abattu. Autrement, il est traité avec le pesticide TreeAzin MD qui arrête le développement des larves et réduit la fertilité et la fécondité de l'insecte femelle sans toutefois tuer les insectes complètement (BioForest Technologies, 2016). Le traitement doit être répété tous les deux ans. Cependant, des doutes sont soulevés quant à la survie des frênes traités à long terme. En effet, le directeur de la foresterie, des parcs et des espaces verts de la Ville d'Oakville en Ontario, John McNeil, croit que l'espérance de vie d'un frêne traité se situe entre 10 et 15 ans. Selon lui, à long terme, la présence des larves sous l'écorce fragilise l'arbre, ce qui pourrait s'avérer fatal pour l'arbre et dangereux pour la population lors de forts vents (Ville de Montréal, 2014b).



Figure 1.2 De gauche à droite : un frêne traité et une enseigne concernant l'abattage d'un frêne.

Source : Auteure, août 2016.

Le 1^{er} juin 2015, un règlement concernant les arbres privés est entré en vigueur afin de consolider les efforts faits sur le domaine public. Les propriétaires qui possèdent des frênes sur leur terrain doivent faire en sorte qu'ils soient traités ou abattus (Ville de Montréal, 2016e).

Le Plan d'Action Canopée

À Montréal, les objectifs de verdissement du *Plan métropolitain d'aménagement et de développement* (PMAD) publié en 2012 souhaitent faire passer l'indice de canopée de 20 % à 25 % d'ici 2025, ce qui représente environ 300 000 nouveaux arbres sur le territoire de l'île de Montréal (Ville de Montréal, 2012). L'agrile du frêne rend encore plus grand le défi du *Plan d'Action Canopée* puisque l'insecte pourrait faire reculer de 2 % l'indice actuel de la canopée au cours des 15 prochaines années (Ville de Montréal,

2012). Le *Plan d'Action Canopée* est issu d'un partenariat entre la ville de Montréal et plus précisément, la Direction des grands parcs et du verdissement, qui coordonne et agit sur le domaine public, et la Société de verdissement du Montréal métropolitain (Soverdi), un organisme à but non lucratif qui a pour mission de « verdir le paysage montréalais » depuis 1992, qui intervient sur le domaine privé (Soverdi, 2016).

Les principaux défis du *Plan d'Action Canopée* sont les secteurs fortement minéralisés impliquant une déminéralisation partielle, soit le retrait de surfaces perméables telles que l'asphalte, l'espace de plantation (obstacles aériens ou souterrains), la mobilisation des propriétaires de terrains privés, le développement des lots actuellement boisés (mise en valeur et compensation de la canopée perdue), le financement (effort financier supplémentaire pour les arrondissements) et l'entretien (arrosage et taille de formation) (Ville de Montréal, 2012).

Bien que la Ville de Montréal investisse 88 millions de dollars dans le *Plan d'Action Canopée*, il s'agit principalement d'un effort additionnel de plantation pour chacun des arrondissements puisque le financement qui leur est offert ne concerne pas les plantations habituelles réalisées annuellement, il est offert uniquement pour les plantations supplémentaires (Ville de Montréal, 2012). Par exemple, l'arrondissement Le Plateau-Mont-Royal peut bénéficier de la subvention lorsque, dans la même année, plus de 330 arbres sont plantés. Le montant admissible varie entre 750 \$ et 912 \$ par arbre alors qu'il en coûte 1078,03 \$ (prix payé par l'arrondissement en 2014) (Ville de Montréal, 2014b). En 2017, un suivi de l'indice de canopée sera réalisé afin de constater son évolution, à savoir si les plantations des dernières années ont réussi à faire progresser la superficie du couvert végétal ou si l'agrigle du frêne a neutralisé les efforts ou fait diminuer l'indice de canopée.

La Politique de l'arbre

La *Politique de l'arbre* de Montréal a été créée en 2005 afin de contribuer au « développement et à la mise en valeur du patrimoine vert de Montréal », et ce, en proposant des outils et des actions (Ville de Montréal, 2005b). Elle aspire à quatre objectifs dont les principaux axes sont la conception et la mise en place d'outils, de règles et de pratiques de protection, de gestion et d'entretien, le soutien à la recherche, l'accroissement des plantations ainsi que l'augmentation de l'information, la diffusion et la sensibilisation à l'égard des arbres montréalais. Cela consiste plus précisément à la réalisation d'un plan arboricole et d'un dénombrement détaillé des arbres publics pour chacun des arrondissements, des essences diversifiées, des plantations en harmonie avec les infrastructures, l'agrandissement des fosses des arbres de rue, l'actualisation de la réglementation concernant l'abattage (qui doit être considéré comme une solution de dernier recours), l'élaboration de programmes d'entretien, de recherche appliquée, de reconnaissance et de protection des arbres remarquables, la protection des arbres et des racines lors de travaux ainsi que l'obligation de plantations ou de conservation des arbres lors de nouveaux projets (Ville de Montréal, 2005b).

La Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels

En 2004, la Ville de Montréal a créé la *Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels*. Elle vise les milieux naturels dans les parcs, les écoterritoires (les grands parcs) et les milieux riverains et aquatiques d'intérêt écologique qui constituent 4,6 % du couvert végétal montréalais (Ville de Montréal, 2016d). Le principal objectif de la politique est l'intégration harmonieuse « des milieux naturels à la trame urbaine » tout en maximisant la biodiversité, en augmentant la superficie des milieux naturels et en assurant la pérennité des écosystèmes (Ville de Montréal, 2004b).

Autres initiatives locales

Plusieurs organismes et fondations ont développé des programmes de verdissement à travers la ville de Montréal tels que « 375 000 arbres », « Un arbre pour mon quartier » et « Faites comme chez-vous ».

« 375 000 arbres » est un programme de plantation mis en place pour souligner le 375^e anniversaire de Montréal par la Fondation des Cowboys Fringuants, la Fondation David Suzuki et la Compagnie Cabot-Campagne. Il est coordonné par le Jour de la Terre et financé par le gouvernement du Québec. L'objectif est de « contribuer à la ceinture verte et de permettre une coexistence harmonieuse entre la nature et le milieu urbain » (375000Arbres.org, 2015). En lien avec le *Plan d'Action Canopée*, à échéance (2017), le projet pourrait augmenter la canopée de 3 %. Le programme sollicite les dons des citoyens et des entreprises et les plantations sont réalisées deux fois par année et sélectionnées par appels de proposition par les municipalités et les organismes planteurs (375000Arbres.org, 2015).

« Un arbre pour mon quartier » s'adresse aux citoyens qui souhaitent planter un ou plusieurs arbres sur leur propriété bénéficiant d'un prix abordable. Le programme est géré par le Regroupement des éco-quartiers (REQ) et Soverdi. En 2015, 1 923 arbres ont été plantés dans le cadre de cette initiative (REQ et SOVERDI, 2016).

« Faites comme chez vous! » est la plateforme mise en place par l'arrondissement Rosemont – La Petite-Patrie pour appuyer le mouvement collectif escouade verte qui encouragent les initiatives citoyennes de verdissement et d'agriculture urbaine (Faites comme chez vous, 2016).

Les arrondissements et les éco-quartiers, en collaboration avec les citoyens, développent également des projets de verdissement tels que l'aménagement de carrés

d'arbre et de ruelles vertes (Regroupement des éco-quartiers, 2016; Ville de Montréal, 2016a).

Événements

En marge des politiques et des initiatives de verdissement, Montréal et Laval sont les hôtes de deux événements dont l'arbre est à l'honneur en 2016; le Sommet sur les infrastructures naturelles du Grand Montréal et la Conférence canadienne sur la forêt urbaine (CCFU).

En juin, le premier Sommet sur les infrastructures naturelles du Grand Montréal dont le thème est « S'investir pour renforcer la résilience de nos villes relativement aux changements climatiques » est organisé par la Fondation David Suzuki et la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM). L'objectif de l'événement est « d'établir des actions à mettre en place pour mieux protéger, mettre en valeur et développer les infrastructures naturelles de la région métropolitaine » (Fondation David Suzuki, 2014).

En septembre, la Conférence canadienne sur la forêt urbaine (CCFU) a lieu tous les deux ans depuis 1992 et est orchestrée par Arbres Canada et la ville hôte. La 12^e édition se tient à Laval et initie le « dialogue entre les professionnels et les groupes communautaires sur des stratégies, politiques, technologies, pratiques de gestion exemplaires et recherches innovatrices en matière d'intendance des forêts urbaines canadiennes » (Ville de Laval, 2013).

1.9.5 La gouvernance municipale

En matière de compétences en lien avec la forêt urbaine, l'organisation municipale de la Ville de Montréal comporte deux volets, les compétences centrales qui relèvent de la ville centre et les compétences locales qui relèvent des arrondissements. La ville de

Montréal compte 19 arrondissements dont les caractéristiques administratives, géographiques, urbanistiques et politiques varient pour chacun d'entre eux. Par exemple, les quartiers situés dans les arrondissements centraux tels que Ville-Marie, Le Plateau-Mont-Royal, Rosemont – La Petite-Patrie, Le Sud-Ouest, etc. sont différents par leur urbanisme, leurs types de bâtiments, la représentation politique des conseils des élus en place, etc. des quartiers situés dans les banlieues montréalaises en périphérie tels que Lachine, LaSalle, Pierrefonds-Roxboro, Saint-Léonard, etc.

La Ville de Montréal, de compétence centrale, est responsable des grandes orientations d'urbanisme, des axes routiers municipaux et des grands parcs. Les arrondissements, de compétence locale, gèrent les règlements d'urbanisme et la délivrance des permis. Ils sont également responsables de l'entretien des parcs et des infrastructures locales telles que les rues (Ville de Montréal, 2005a). Ce qui signifie que la plantation et l'entretien des arbres publics (sur rue et dans les parcs) relèvent des responsabilités des arrondissements. De son côté, la Ville de Montréal définit les lignes directrices en ce qui concerne la forêt urbaine et assure une vision d'ensemble tout en réalisant des recherches sur l'arbre en milieu urbain (Ville de Montréal, 2005b).

1.10 La zone à l'étude

La zone à l'étude est la ville de Montréal telle qu'elle l'était avant les fusions municipales de 2002, soit neuf des dix-neuf arrondissements montréalais actuels; Ahuntsic-Cartierville, Côte-des-Neiges – Notre-Dame-de-Grâce, Le Plateau-Mont-Royal, Le Sud-Ouest, Mercier – Hochelaga-Maisonneuve, Rivière-des-Prairies – Pointe-aux-Trembles, Rosemont – La Petite-Patrie, Ville-Marie et Villeray – Saint-Michel – Parc-Extension (voir figure 1.3). Le choix des arrondissements est détaillé au chapitre III consacré à la méthodologie. La superficie de la zone étudiée est de 184 km² et l'indice de canopée est évalué à 10,5 % (Pham, Apparicio, Séguin, & Gagnon, 2011).

Ville de Montréal avant les fusions municipales en 2002

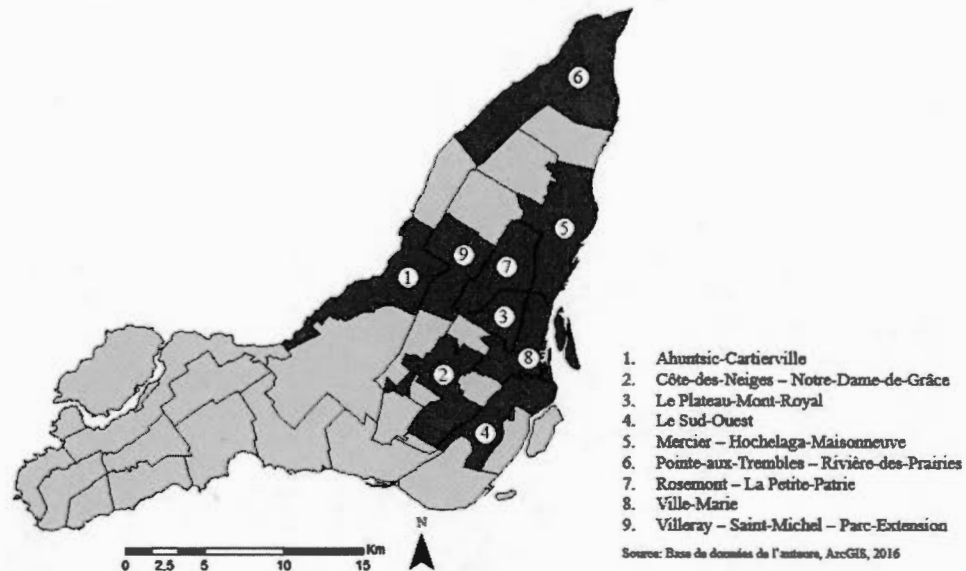


Figure 1.3 Zone à l'étude

1.11 Sommaire

Ce chapitre dressait le portrait général des enjeux environnementaux liés aux milieux urbains afin de les mettre en relation avec les bienfaits associés aux arbres et de mesurer leur impact sur la société. Le cas de la Ville de Montréal a été présenté afin de connaître l'état de la situation et les enjeux concernant la forêt urbaine montréalaise. Dans le chapitre suivant qui est consacré à l'approche théorique, il sera question des théories relatives à la végétation, des perspectives d'analyses ainsi que des objectifs, des questions et des hypothèses de cette recherche.

CHAPITRE II

CADRE THÉORIQUE

2.1 Introduction

Ce chapitre présente l'approche théorique de la recherche. Il s'agit de la présentation des théories, en lien avec l'arbre, la forme urbaine et le statut socio-économique, qui influencent la forêt urbaine ainsi que de la schématisation des variables associées à la taille des arbres, et ce, au-delà de la lumière, de l'eau et des nutriments nécessaires à l'arbre, et prises en considération dans cette étude. Aussi, les perspectives d'analyses, les objectifs ainsi que les questions de recherche sont abordés à ce chapitre.

Avant toute chose, il est important de noter que les variables issues de la littérature qui influencent la forêt urbaine sont majoritairement étudiées en terme de couvert végétal, de taux de survie ou de mortalité des arbres sur les domaines public et privé. Il a cependant été établi par Gillman (1988) qu'il existe une relation entre la couronne de l'arbre et le DHP (Gillman, 1988). La présente étude s'intéresse aux liens entre les variables biologiques, physiques, urbanistiques et socio-économiques et la taille des arbres évaluée par le DHP. Donc, les relations entre les variables issues des études évaluant le taux de survie, le taux de mortalité et le couvert végétal sont ici considérées les mêmes pour les relations entre le DHP et les variables analysées dans cette étude.

2.2 Les caractéristiques biologiques et physiques

Les caractéristiques biologiques et physiques de l'arbre font référence aux variables caractéristiques intrinsèques à l'arbre (biologiques) telles que son essence et son âge ainsi qu'à l'environnement immédiat de l'arbre (physique), c'est-à-dire son emplacement, sa position géographique, l'absence ou la présence d'obstacle. Les sections suivantes sont consacrées aux variables biologiques et physiques de l'arbre. Il est également question de l'approche fonctionnelle qui réunit les traits biologiques et physiques des arbres qui influencent la résilience de la forêt urbaine. Cette approche récemment développée pour les forêts urbaines du Québec et publiée en octobre 2016 (références) n'était pas disponible quand la présente étude fut réalisée et lors du dépôt initial en septembre 2016. Néanmoins, elle demeure une piste intéressante à explorer pour les futures études.

2.2.1 Relation spécifique âge-DHP

En milieu urbain, les jeunes arbres et les arbres de petite taille, donc d'un jeune âge, sont plus vulnérables que les arbres matures (Koeser et al., 2013; Nowak et al., 2004). Comparativement aux arbres matures, les arbres nouvellement plantés survivent moins bien aux blessures qui leur sont infligées (dommages mécaniques et vandalisme) ou à des conditions de vie difficiles (détaillées ci-dessous) (Koeser et al., 2013; Lu et al., 2010; Miller & Miller, 1991; Nowak et al., 2004; Roman et al., 2014). En effet, les arbres nouvellement plantés, dont le DHP est inférieur à 7,6 cm, ont plus de risque de mourir lors des trois années suivant la plantation (Nowak et al., 2004). Aussi, de façon générale, les arbres plantés possèdent un DHP de 5 cm (Canfield & Runkle, 1999). Dans cette étude, la variable « âge » est utilisée comme variable de contrôle.

2.2.2 Autres variables biologiques

D'abord, les caractéristiques propres à l'arbre, les facteurs biologiques, l'essence, l'âge et le DHP sont étroitement liées entre elles et importantes à considérer lorsqu'il est question de croissance et d'espérance de vie (Koeser et al., 2013; Lesser, 1996; Miller & Miller, 1991; Nowak et al., 2004; Richards, 1979). Selon l'essence, la croissance, le diamètre et la taille (hauteur et largeur) de l'arbre varient (Stoffberg, Van Rooyen, Van Der Linde, & Groeneveld, 2008) ainsi que sa résistance au stress urbain (Koeser, Gilman, Paz, & Harchick, 2014; Koeser et al., 2013; Miller & Miller, 1991; Nowak et al., 2004; Quigley, 2004; Richards, 1979). Une étude réalisée en Floride aux États-Unis a démontré que les espèces réagissaient différemment à une absence d'irrigation. Sans arrosage, le taux de survie du *Quercus virginiana* (chêne) est de 94,2 %, celui du *Taxodium distichum* (cyprés) est de 86,0 % et celui du *Magnolia grandiflora* (magnolia) est de 73,8 %. Alors que les taux de survie sont similaires lorsque les arbres sont également irrigués; *Quercus virginiana* (97,5 %), *Taxodium distichum* (94,1 %) et *Magnolia grandiflora* (97,7 %) (Koeser et al., 2014).

Aussi, bien que les arbres de rue soient généralement de la même espèce et plantés en rangée à égale distance afin d'obtenir un effet visuel uniforme (Spirn, 1984), la diversité des essences est un facteur important de résilience et de croissance pour les forêts urbaines surtout en ce qui concerne les insectes et les maladies (Canfield & Runkle, 1999; Dwyer, Nowak, & Watson, 2002; Kendal, Dobbs, & Lohr, 2014; Lesser, 1996; Quigley, 2004). À cet égard, une référence a été instaurée par Santamour (1990) afin de maintenir un niveau de diversité, 10/20/30, c'est-à-dire, une forêt urbaine ne devrait pas comprendre plus de 10 % d'individus d'une espèce particulière, 20 %, d'un genre quelconque ou 30 %, d'une famille (Santamour, 1990). La diversité des espèces permet de créer des communautés d'arbres complémentaires notamment en ce qui a trait au degré de sensibilité au stress propre à chaque espèce. Cela permet d'éviter que plusieurs arbres de la même espèce soient en compétition pour les mêmes ressources

comme l'eau ou la lumière (Grote et al., 2016; Jenerette et al., 2016; Nock, Paquette, Follett, Nowak, & Messier, 2013; Swan, Johnson, Nowak, & Acosta, 2017).

2.2.3 Les variables physiques

Les caractéristiques biologiques ne sont pas les seuls facteurs qui ont un impact sur la croissance de l'arbre et son taux de survie, l'environnement immédiat et les conditions de vie en ont également (Koeser et al., 2013; Lu et al., 2010; Nowak et al., 2004; Pauleit et al., 2002; Quigley, 2004). Les facteurs physiques de l'arbre font référence au stress relatif à l'emplacement, aux caractéristiques du sol, à un entretien inadéquat et aux blessures (Quigley, 2004). En ce qui concerne l'emplacement, plus l'espace est restreint, moins la croissance de l'arbre évolue (Gillman, 1988; Grabosky & Gilman, 2004). De nombreuses études ont démontré que les surfaces pavées augmentent la température du sol et réduisent l'approvisionnement en nutriments et en eau tout comme les espaces limités pour les racines et la compaction du sol qui réduisent également l'apport en oxygène (Cregg & Dix, 2001; Day, Bassuk, & van Es, 1995; Gillman, 1988; Grabosky & Bassuk, 1995; Impens & Delcarte, 1979; Koeser et al., 2013; Lesser, 1996; Lindsey & Bassuk, 1992; Pauleit et al., 2002; Quigley, 2002, 2004; Rhoades & Stipes, 1999). Le stress hydrique est l'une des causes les plus communes de mortalité chez les arbres nouvellement plantés (Close, Kielbaso, Nguyen, & Schutzki, 1996; Close, Nguyen, et al., 1996; Foster & Blaine, 1978; Gilbertson & Bradshaw, 1985; Grabosky & Gilman, 2004; Lowry et al., 2012; C. N. Nielsen, Bühler, & Kristoffersen, 2007; Whitlow, Bassuk, & Reichert, 1992). Le type d'emplacement de l'arbre est donc très important. Le volume de sol idéal estimé pour un arbre dont la couronne mesure 6 mètres est de 18 mètres cubes (6 m x 3 m x 1 m) (Lindsey & Bassuk, 1992). Les types d'emplacement proposés en milieu urbain sont rarement aussi volumineux (Jutras, 2012). Les arbres urbains sont généralement plantés en trottoir, en banquette ou en terre-plein (Lu et al., 2010; Roman et al., 2014). En ce sens, les arbres

new-yorkais (États-Unis) étudiés par Lu (2010) sont, dans 94 % des cas, plantés en trottoir et présentent un taux de survie de 76,1 % (Lu et al., 2010). Pour cause, les trottoirs et les chaussées sont des surfaces imperméables qui nécessitent un sol compact alors que les racines des arbres ont besoin d'un sol aéré et perméable (Grabosky & Bassuk, 1995). Une étude réalisée en Californie aux États-Unis a démontré que les arbres nouvellement plantés ont un taux de survie plus élevé lorsqu'ils sont plantés dans une fosse que dans une banquette (Roman et al., 2014) alors que celle réalisée dans la ville de New York aux États-Unis démontre le contraire. Les arbres de rue ont un taux de survie plus grand lorsqu'ils sont plantés dans une banquette gazonnée (78,1 %) que dans une fosse de trottoir (72,9 %) (Lu et al., 2010). Dans tous les cas, lorsque le diamètre du tronc augmente et que l'espace du carré d'arbre diminue, les conditions de l'arbre de rue se détériorent et les risques de mortalité s'accroissent (Koeser et al., 2013). Les arbres doivent également partager l'espace, déjà restreint, avec une série d'infrastructures souterraines (fondations, électricité, gaz, aqueduc, égout, téléphone, câble...) et aériennes (électricité, téléphone, câble, éclairage, panneaux de signalisation, enseignes, panneaux commerciaux...) (Grey & Deneke, 1986; Spirm, 1984; Ville de Montréal, 2005b). La position géographique de l'arbre est également un élément notable en ce qui concerne le type d'emplacement. La position géographique de l'arbre fait référence à sa position par rapport à la rue. Associée à la hauteur des bâtiments et à la largeur des rues, la position a un impact sur la croissance des arbres en lien avec la quantité de lumière reçue en terme de durée (Logan, 1965; O'Rourke & Terjung, 1981) et le stress hydrique lié à l'exposition solaire (Whitlow et al., 1992). Par exemple, les essences de début (de succession) demandent plus de lumière, ont une croissance rapide et une courte espérance de vie tandis que les essences de fin (de succession) sont plus tolérantes à l'ombre, développent davantage leur système racinaire que leurs pousses, leur croissance est plus lente et ont une longue espérance de vie (Quigley, 2004). Il y a également des éléments générés par les activités humaines qui peuvent affecter les conditions de vie des arbres comme les polluants et les contaminants tels que les sels de déglacage, les huiles et autres produits chimiques

(Benedikz, Ferrini, Garcia-Valdecantos, & Tello, 2005; Koeser et al., 2014; Quigley, 2004; Sieghardt et al., 2005; Spirn, 1984), les entretiens déficients ou dommageables (Grey & Deneke, 1986; Koeser et al., 2014; Pauleit et al., 2002), les dommages liés aux vélos, aux véhicules, aux équipements mécaniques (Benedikz et al., 2005), aux chantiers de construction (Hauer, Miller, & Ouimet, 1994; Koeser et al., 2013) ainsi que les blessures causées par le vandalisme (Grey & Deneke, 1986; Jim, 1987; Lowry et al., 2012; Miller & Miller, 1991; Nowak et al., 2004; Nowak et al., 1990; Pauleit et al., 2002; Richardson & Shackleton, 2014; Spirn, 1984).

2.2.4 L'approche fonctionnelle sur le développement de la forêt urbaine

Les conditions de vie urbaine auxquelles sont soumis les arbres ont mené deux chercheurs biologistes de l'Université du Québec à Montréal, Alain Paquette et Christian Messier, à développer un outil qui catégorise les espèces d'arbres selon leurs traits fonctionnels et non selon leur appartenance botanique. Les traits fonctionnels font référence, entre autres, à la résistance à la sécheresse ou à l'inondation ainsi qu'à l'ombre, au type de feuilles et au système de dispersion des semences, etc. Dix groupes ont ainsi été créés afin de classer les 271 espèces plantées en milieu urbain dans la province du Québec (voir tableau 2.1).

Tableau 2.1 Grille d'interprétation des groupes fonctionnels selon leurs caractéristiques

Groupe	Type fonctionnel	Espèces représentatives
1A	Conifères généralement tolérants à l'ombre, mais pas à la sécheresse ou à l'inondation. Mycorhization ECM et graines dispersées par le vent.	Les épinettes, sapins et thuya et le pin blanc.
1B	Conifères héliophiles, tolérants à la sécheresse (pins). Mycorhization ECM et graines dispersées surtout par le vent.	Les pins, mélèzes, genévriers et ginkgo.
2A	Climaciques. Arbres tolérants à l'ombre à feuilles larges et minces, croissance moyenne. Mycorhization mixte et graines dispersées par le vent surtout.	La plupart des érables, tilleuls, magnolia, hêtre, ostreier et quelques autres petits arbres.
2B	Ressemblent à 2A sauf pour les semences très lourdes et dispersées par gravité. Mycorhization AM exclusive.	Les marronniers.
2C	Grands arbres tolérants à l'inondation. Mycorhization AM et dispersion surtout par le vent.	La plupart des ormes, frênes, micocoulier, érables rouge, argenté et negundo.
3A	Petits arbres tolérants à la sécheresse, bois lourd, feuilles épaisses, croissance faible. Mycorhization mixte (surtout AM). Zoochorie sauf les lilas (achorie).	Rosacées (sorbier, poirier, aubépine et amélanchier) et les lilas.
3B	Groupe « moyen ». Intolérant à l'inondation, mycorhization AM. Graines dispersées surtout par les animaux.	Grandes rosacées (cerisier, pommier) catalpa, maackia, autres espèces diverses.
4A	Grands arbres à semences et bois lourds. Plusieurs tolérants à la sécheresse. Mycorhization surtout ECM; zoochorie...	Les chênes, noyers et caryers.
4B	Grands arbres tolérants à la sécheresse, mais pas à l'ombre ni à l'inondation. Semences lourdes, feuilles riches. Mycorhization surtout AM et zoochorie.	Les légumineuses (févier, chicot, robinier, gainier)
5	Espèces pionnières à très petites semences. Croissance rapide, tolérantes à l'inondation, bois léger. Mycorhization mixte (souvent double); anémochorie.	Tous les peupliers, saules, aulnes et bouleaux (sauf jaune).

Source : (Paquette, 2016)

Cette approche favorise la diversité en incorporant des espèces de groupes différents avec des caractéristiques différentes lors des plantations dans l'objectif d'atteindre une plus grande résilience dans les forêts urbaines (Chaire de recherche CRSNG/Hydro-

Québec sur le contrôle de la croissance des arbres, 2012). La parution de cette nouvelle approche s'est faite après le dépôt initial de ce travail. Bien qu'il fut convenu d'en faire état par les membres du jury, cette approche n'est pas utilisée pour l'analyse des données de ce projet.

2.3 Les caractéristiques liées à la forme urbaine

Les corrélations entre les caractéristiques urbanistiques et les arbres sont recensées dans la littérature portant sur la forêt urbaine. Elles sont d'abord présentées selon deux théories reliées entre elles, soit la théorie de la densité de population et la théorie de la forme urbaine (Grove et al., 2014). Les variables qui en découlent sont liées à la rue par ses dimensions, aux bâtiments par l'âge de ceux-ci, le type et le nombre de logements ainsi que par l'utilisation du sol qui fait référence au type de zonage. Dans les prochaines sections, les théories et les variables qui leur sont associées seront davantage expliquées.

2.3.1 La théorie de la densité de population

La théorie de la densité de population implique nécessairement des rues, des bâtiments ainsi que des activités humaines. Par définition, elles sont contraignantes pour la végétation et cela résulte à un déplacement de la faune et de la flore (Grove et al., 2005). La théorie de la densité de la population est donc liée aux effets de la forme urbaine sur la végétation et plus particulièrement à l'espace de plantation disponible influencée par le type de zonage et le type de bâtiment. Les zones avec un niveau de développement urbain élevé ont moins d'espace pour la végétation donc un couvert végétal plus faible (Nowak et al., 1996). Ces restrictions physiques pourraient également expliquer les

différences entre les pratiques et les préférences quant au verdissement (Cook, Hall, & Larson, 2011).

Cependant, la densité de population a des effets très variés sur la végétation et plusieurs études démontrent qu'elle ne peut expliquer à elle seule l'espace occupé par la végétation urbaine puisque la relation entre la canopée et la densité de population varie d'une ville à l'autre. Dans certains cas, elle est corrélée négativement, c'est-à-dire, plus la densité de population est élevée, moins le couvert végétal est dense (Boone et al., 2010; Mennis, 2006; Troy, Grove, O'Neil-Dunne, Pickett, & Cadenasso, 2007). D'autres études démontrent le contraire, soit une corrélation positive entre une forte densité de population et un couvert végétal dense (Gillespie et al., 2011; Luck et al., 2009; Pham, Apparicio, Landry, Séguin, & Gagnon, 2013). Dans certaines études, aucune corrélation n'a été établie (Conway & Hackworth, 2007; Heynen & Lindsey, 2003). Il est donc difficile d'établir le réel impact de la densité de population sur la végétation. De récentes études ont donc recommandé d'utiliser une théorie plus élaborée, soit celle de la forme urbaine (Bigsby, McHale, & Hess, 2013; Pham et al., 2017).

2.3.2 La théorie de la forme urbaine

En lien avec la forme urbaine et le style d'urbanisme, l'urbanisation influence la présence de végétation, entre autres, au niveau de l'espace disponible pour la plantation qui est souvent déterminé par le type de trottoir (Spirn, 1984), mais aussi au niveau du type d'utilisation du sol (résidentiel, commercial, industriel, etc.) (Conway & Hackworth, 2007; Lu et al., 2010; Nowak et al., 1996), du type et du nombre de logements (unifamiliale, multi-logements, etc.) (Nesbitt & Meitner, 2016; Nowak et al., 1990), de l'âge des bâtiments (Grove et al., 2005; Heynen & Lindsey, 2003) et du type de rue (dimensions, trafic, etc.) (Dobbs, Kendal, & Nitschke, 2013; Lu et al.,

2010). Ce qui a amené les chercheurs à développer la théorie de la forme urbaine. Plusieurs études ont démontré que l'espace disponible est corrélé avec le couvert végétal donc un espace restreint sera moins végétalisé alors que plus d'espace le sera davantage (Lowry et al., 2012; Mennis, 2006; Robinson, 2011). En somme, l'espace disponible pour la plantation, qui est également lié aux variables physiques mentionnées plus tôt, explique en partie le rôle des variables urbanistiques qui sont aussi influencées par l'achalandage piétonnier et automobile lié à la densité de population.

2.3.2.1 L'occupation du sol

L'écart entre le pourcentage de canopée des différentes utilisations du sol, soit résidentielles, terrains vacants et friches, zones commerciales et industrielles, autres (agriculture, vergers, transport et divers), institutionnelles et parc, peut être expliqué par l'espace disponible pour la végétation selon la structure de chacun des types, mais également par la fonction qui détermine l'espace potentiel réel disponible pour les arbres (Nowak et al., 1996). Après les parcs qui couvrent en moyenne 5,3 % des villes et dont la canopée moyenne compte pour 47,6 % et les terrains vacants et friches qui couvrent en moyenne 23,7 % des villes avec une canopée moyenne de 44,5 %, l'utilisation du sol de type résidentiel (40,6 %) est la zone urbanisée dont le couvert végétal moyen est le plus important (31,4 %). Comparativement aux zones commerciales et industrielles qui couvrent en moyenne 12,7 % des villes et dont la canopée moyenne est de 7,2 %, à l'utilisation du sol de type institutionnel (6 %) avec une moyenne de canopée de 19,9 % et les autres utilisations du sol qui comptent en moyenne pour 11,7 % de la superficie des villes et compte en moyenne 7,7 % de canopée (Nowak et al., 1996). Ces résultats concordent ainsi avec le constat de plusieurs études démontrant que les zones résidentielles sont plus favorables à la

végétation et au taux de survie des arbres que les autres types d'utilisation du sol (Lu et al., 2010; Nowak et al., 2004; Nowak et al., 1990).

Selon le type d'occupation du sol, certaines essences sont plus vulnérables que d'autres (Nowak et al., 2004). Ainsi, certaines essences sont privilégiées en fonction de leur rythme de croissance et de leur espérance de vie. En effet, dans les zones commerciales et industrielles, les arbres à croissance rapide sont favorisés tandis que dans les parcs, les zones résidentielles et les zones institutionnelles, les arbres avec une espérance de vie longue sont privilégiés (Quigley, 2004). Le type d'utilisation du sol impacte également le taux de mortalité des arbres. Les usages commerciaux, industriels et les usages en lien avec le transport augmentent le taux de mortalité de façon générale chez la plupart des arbres de rue (Nowak et al., 2004). Cela est causé par une activité plus intense autour des arbres (affluences automobile et piétonnière) associée à un risque plus élevé de dommages (collision) et de vandalisme (Nowak et al., 2004). Aussi, les rues commerciales dont les trottoirs s'étendent des bâtiments à la chaussée (sol imperméable et compact) et qui sont parsemés d'obstacles (portes, fenêtres, enseignes, parcomètres, signalisation...) sont des sites de plantation difficiles pour les arbres (Grey & Deneke, 1986). De l'autre côté, les usages résidentiels réduisent le taux de mortalité (Conway & Hackworth, 2007; Lu et al., 2010; Nowak et al., 1996). Cela s'explique par un faible niveau d'activité autour des arbres, ce qui réduit la compaction du sol, et davantage de soins sont apportés par les résidents, ce qui prévient le stress hydrique (Lu et al., 2010; Nowak et al., 2004). Une étude basée sur 58 villes américaines dont la densité de population est de 386 habitants par kilomètre carré a établi la moyenne du couvert végétal en fonction de la moyenne des différents types d'utilisation du sol.

2.3.2.2 La densité résidentielle

Même si les zones résidentielles ont davantage d'arbres, la densité résidentielle est associée au taux élevé de mortalité des arbres et ainsi, le couvert végétal et ce, en fonction des types de bâtiments (Dwyer et al., 2000; Iverson & Cook, 2000; Luck et al., 2009; Nesbitt & Meitner, 2016; Nowak et al., 1996). Les arbres à proximité d'immeubles à appartements ont un taux de mortalité plus élevé que les arbres à proximité de résidences unifamiliales (Heynen & Lindsey, 2003; Nowak et al., 1990) puisque la concentration de population liée à une forte densité résidentielle augmente la pression sur ces derniers (Heynen & Lindsey, 2003), réduit l'espace de plantation (Nesbitt & Meitner, 2016) et affaiblit le sentiment d'appartenance ou de propriété envers les arbres qui motive les gens à les entretenir (Nowak et al., 1990). Au Royaume-Uni, dans les villes d'Édimbourg, Glasgow, Leicester, Oxford et Sheffield, Tratalos (2007) a démontré qu'un taux de densité résidentielle élevé est associé négativement sur le couvert végétal contrairement aux résidences unifamiliales et jumelées qui sont, elles, associées positivement (Tratalos, Fuller, Warren, Davies, & Gaston, 2007).

2.3.2.3 L'âge des bâtiments

L'âge des bâtiments est associé de façon positive au couvert végétal ainsi qu'au taux de mortalité des arbres (Boone et al., 2010; Grove et al., 2006; Grove et al., 2005; Heynen & Lindsey, 2003; Troy et al., 2007). Dans la région d'Indianapolis en Indiana aux États-Unis, Heynen et Lindsey (2003) notent que les quartiers dont les bâtiments ont plus de 20 ans sont associés positivement au couvert végétal (Heynen & Lindsey, 2003). D'autres études réalisées à Baltimore au Maryland aux États-Unis ont également démontré que le couvert végétal a tendance à diminuer lorsque les bâtiments sont âgés de 50 ans et plus (Boone et al., 2010; Grove et al., 2006; Grove et al., 2005; Troy et al.,

2007). Cette association est également perçue dans les quartiers récents (Boone et al., 2010; Grove et al., 2006). Puisque la relation entre l'âge des bâtiments et le couvert végétal est curvilinéaire, la variable âge médian des bâtiments est transformée au carré lors des analyses afin d'estimer son effet non linéaire sur le DHP des arbres (Pham et al., 2013; Troy et al., 2007).

2.3.2.4 Le type de rue

Le type de rue est corrélé au couvert végétal et au taux de survie des arbres. En Australie, en Inde et au Canada, des chercheurs ont constaté que les rues longues et larges de plus de deux voies (trafic élevé) possèdent un couvert végétal plus faible que les rues étroites à une voie (trafic léger) dont le couvert végétal est plus dense (Conway & Hackworth, 2007; Dobbs et al., 2013; Nagendra & Gopal, 2010). De son côté, dans la ville de New York aux États-Unis, Lu (2010) a déterminé que les arbres plantés sur une rue au trafic léger ont un taux de survie de 78,6 % contrairement aux arbres plantés sur une rue au trafic élevé dont le taux de survie est 60,3 % (Lu et al., 2010).

2.4 Les caractéristiques de la population

Deux courants de théories sont utilisés pour expliquer les associations entre le statut socio-économique de la population et le couvert végétal public et privé en milieu résidentiel. Il s'agit des théories de la stratification sociale et du prestige de l'écologie (Grove et al., 2014).

2.4.1 La stratification sociale et les variables liées

La théorie de la stratification sociale est basée sur les différences de pouvoir ou d'influence de la population sur les niveaux d'investissements publics et privés quant au verdissement ainsi que sur le choix de vivre dans un quartier « plus vert ». Cette position dans la hiérarchie sociale est déterminée par le revenu et l'éducation et agit sur l'implication dans la communauté et la sphère politique (Dow, 2000; Grove & Burch, 1997; Grove et al., 2005; Lowry et al., 2012; Martin, Warren, & Kinzig, 2004; Troy et al., 2007; Vogt et al., 2002). Par exemple, les populations issues de quartiers résidentiels aisés sont, de façon générale, caractérisées par une majorité de propriétaires occupants et impliquées dans la prise de décision (communauté et politique) (Grove et al., 2005; Lowry et al., 2012). De l'autre côté, les populations avec des revenus faibles et fortement issues de groupes minoritaires vivent dans ou près de zones polluées, sont incapables de déménager dans des zones plus « désirables » et « saines » et ont très peu de ressources pour atteindre les pouvoirs décisionnels (Grove et al., 2005; J. R. Logan & Molotch, 1987). De plus, les caractéristiques socio-économiques, sont associés aux motivations, aux préférences et aux moyens des propriétaires à planter des arbres et les entretenir (Grove et al., 2014; Szantoi et al., 2012). L'environnement socio-économique joue donc un rôle en ce qui concerne l'indice de végétation et le taux de survie des arbres. Dans les prochaines sections, les variables détaillées à cette théorie ainsi que les mécanismes qui les sous-tendent seront détaillées.

2.4.1.1 Le revenu

De nombreuses études réalisées en Amérique du Nord et sur le continent australien ont démontré que le niveau de revenu est fortement relié à la densité du couvert végétal (Clarke, Jenerette, & Davila, 2013; Conway & Hackworth, 2007; Flocks et al., 2011; Grove et al., 2014; Iverson & Cook, 2000; Kirkpatrick, Daniels, & Davison, 2011;

Landry & Chakraborty, 2009; Martin et al., 2004; Nesbitt & Meitner, 2016; Perkins, Heynen, & Wilson, 2004; Romolini, Grove, & Locke, 2013; Szantoi et al., 2012). Par exemple, à Milwaukee aux États-Unis, une étude a établi que les revenus médians élevés des ménages sont associés aux plus hauts taux de canopée (Perkins et al., 2004). De même, une étude réalisée en Floride aux États-Unis démontre la corrélation positive entre un indice de végétation élevé et des revenus élevés (40 000 \$ et plus) et la corrélation négative entre un indice de végétation faible et des revenus faibles (19 000 \$ et moins) (Szantoi et al., 2012). Aussi, dans l'état du Missouri aux États-Unis, les résidents avec des revenus élevés sont davantage disposés à contribuer financièrement aux programmes de verdissement (Treiman & Gartner, 2006), alors que les résidents de quartiers défavorisés de Hobart en Australie se montrent plus hostiles et tendent au vandalisme envers les arbres nouvellement plantés (Kirkpatrick et al., 2011).

2.4.1.2 Le mode de tenure

Les propriétaires occupants ont un couvert végétal plus dense que les locataires (Landry & Chakraborty, 2009; Szantoi et al., 2012). À Milwaukee, un taux de locataires élevé est associé à un faible taux de canopée (Perkins et al., 2004). Une autre étude réalisée en Californie aux États-Unis démontre également qu'un taux de propriétaires élevé diminue le taux de mortalité des arbres (Nowak et al., 1990). Les propriétaires ont généralement un sentiment d'appartenance à l'arbre situé à proximité de leur demeure et auront tendance à l'entretenir (Nowak et al., 1990). En effet, les propriétaires sont plus susceptibles de planter et d'entretenir des arbres que les locataires puisqu'ils ont le contrôle de leur propriété et ont le pouvoir de décision quant aux actions qu'ils lui portent. Par exemple, en 2002, la ville de Milwaukee dans l'état du Wisconsin aux États-Unis a mis en place un programme pour augmenter le couvert végétal en offrant des arbres aux résidents. Sur les 141 personnes qui ont adopté un arbre, 126 (89 %) étaient propriétaires, et ce, même si le taux de propriétaires de l'ensemble de la ville

est de 45 % (Heynen & Lindsey, 2003; Perkins et al., 2004). Ce décalage est également expliqué par le fait que les propriétaires ont des taux de mobilité plus faibles que les locataires ce qui impacte les investissements à long terme tels que la plantation et l'entretien d'un arbre étant donné que l'atteinte de la pleine maturité de l'arbre et des bénéfices associés est longue (Flocks et al., 2011; Perkins et al., 2004; Van der Vlist, Gorter, Nijkamp, & Rietveld, 2001). La mobilité est un aspect important quant à la participation, l'implication surtout concernant l'immobilier dont l'aspect investissement est davantage considéré par le propriétaire que le locataire (Perkins et al., 2004). Comme présentés plus tôt au point 1.3, l'aménagement paysager et la présence d'arbre augmentent la valeur de la propriété. En ce sens, les propriétaires occupants sont plus enclins à entretenir leur propriété que les locataires, car ils sont concernés par la valeur du marché (Perkins et al., 2004). D'ailleurs, les essences à croissance rapide sont souvent privilégiées par les propriétaires pour profiter plus rapidement de la valeur qui leur est accordée (Grey & Deneke, 1986). Il peut même être désavantageux pour les locataires de planter un arbre puisqu'ils ne récupèrent pas les bénéfices de la prise de valeur de la propriété et que l'augmentation de la valeur d'une propriété peut également se traduire une hausse du loyer (Perkins et al., 2004).

2.4.1.3 Le niveau d'éducation

Les études universitaires sont corrélées positivement avec le couvert végétal (Grove et al., 2014; Heynen & Lindsey, 2003; Luck et al., 2009; Nesbitt & Meitner, 2016; Nowak et al., 1990; Pham et al., 2013; Szantoi et al., 2012). Plus le pourcentage de personnes ayant un diplôme universitaire est élevé, plus le pourcentage de canopée est élevé (Heynen & Lindsey, 2003). Une étude réalisée en Floride aux États-Unis démontre la corrélation entre le niveau d'étude de la population et le couvert végétal. La population dont les études sont supérieures au secondaire a un impact positif sur l'indice de végétation et celle dont les études sont inférieures a un impact négatif (Szantoi et al.,

2012). L'éducation est liée à la conscientisation de l'importance des bienfaits des arbres (Heynen & Lindsey, 2003; Nowak et al., 1990). Une population plus éduquée signifie une population plus susceptible à encourager les programmes de plantation d'arbres, à entreprendre d'en planter par eux-mêmes et de s'en occuper (Heynen & Lindsey, 2003).

2.4.1.4 L'origine ethnique

L'origine ethnique a un impact sur la canopée (Flocks et al., 2011; Landry & Chakraborty, 2009; Luck et al., 2009; Nesbitt & Meitner, 2016; Pham et al., 2013; Szantoi et al., 2012). En effet, les minorités visibles, ici dans un contexte nord-américain, sont associées négativement avec le couvert végétal. Une étude réalisée en Floride aux États-Unis démontre que les membres de la communauté hispanique et afro-américaine sont corrélés négativement avec l'indice de végétation alors que la population d'origine caucasienne est corrélée positivement avec l'indice de végétation (Szantoi et al., 2012). Cela peut être expliqué par deux facteurs précédemment évoqués soit, le mode de tenure et le revenu. Dans l'état de la Floride aux États-Unis, les propriétaires sont davantage d'origine caucasienne (71 %) que d'origine hispanique (61 %) ou afro-américaine (58 %) et la population vivant sous le seuil de la pauvreté est davantage des locataires d'origine afro-américaine (19 %) et des locataires hispaniques (16 %) (Flocks et al., 2011).

2.4.3 L'écologie du prestige

La théorie de l'écologie du prestige fait référence au mode de vie des ménages motivé par le statut social du groupe identitaire (le voisinage et la communauté) (Bigsby et al., 2013; Grove et al., 2005). Les ménages sont enclins à aménager leur propriété de façon

similaire au voisinage en quête d'acceptation et d'intégration sociale, à un groupe avec un mode de vie ainsi qu'afin de maintenir le statut de la communauté (Grove et al., 2005). Les variables qui déterminent cette théorie sont liées au cycle de vie, à la taille de la famille, et aux préférences de vie. Par exemple, dans la ville de Baltimore, les parcelles de terrains privés des quartiers habités majoritairement par des familles avec enfants sont davantage verdies que celles des quartiers habités principalement par des personnes célibataires ou des couples sans enfants (Troy et al., 2007). Aussi, l'entretien et les aménagements des résidents sur les terrains privés influencent l'entretien et les aménagements du domaine public autour des résidences (Grove et al., 2005).

De plus, l'aspect culturel peut également expliquer certaines variations en ce qui concerne la végétation. Une étude canadienne a démontré que les Torontois d'origine britannique sont le groupe préférant le plus les arbres et dont les propriétés ont le couvert végétal le plus dense contrairement aux Torontois d'origine chinoise qui préfèrent les propriétés sans aucun arbre et nécessitant peu d'entretien. Tandis que les Italiens et les Portugais d'origine préconisent les arbres à fruits et les potagers qui demandent de l'ensoleillement donc un faible couvert végétal (Fraser & Kenney, 2000).

Tableau 2.2 Théories et variables associées

Théories	Variables	Variables utilisées
L'approche fonctionnelle	Les groupes fonctionnels	- Les groupes d'essences
La densité de population	Hab/km2	- Nombre de logements - Nombre d'habitants au kilomètre carré
La forme urbaine	Les caractéristiques des rues, des bâtiments et les types de zonage.	- Longueur et largeur des rues - Âge médian des bâtiments - Pourcentages de résidences unifamiliales, de duplex, de triplex, de multiplex - Pourcentage de zonage résidentiel, mixte (commerciale et résidentiel), commercial et industriel - Marge de recul
La stratification sociale	Variables liées au revenu, à l'éducation et aux groupes minoritaires.	- Revenu médian - Pourcentage de diplômés universitaires - Pourcentage de minorités visibles - Pourcentage de locataires
L'écologie du prestige	Variables liées au cycle de vie, à la taille de la famille et aux préférences de vie.	Aucune ⁴

2.5 Les variables organisationnelles et règlementaires

La gouvernance municipale détient un pouvoir d'action et de persuasion en ce qui concerne la mise en place de politiques et d'activités qui concernent la forêt urbaine puisque la composition et la gestion d'une forêt urbaine typique sont menées par une

⁴ Les variables liées à cette théorie n'ont pas été testées dans le cadre de cette étude, car leur effet est très limité (Pham et al., 2017)

multitude de propriétaires publics et privés sur lesquels l'administration municipale a une certaine autorité par la réglementation (Grey & Deneke, 1986). Par exemple, à Tampa en Floride aux États-Unis, Landry (2010) a observé une augmentation du couvert végétal en dépit de l'augmentation de nouveaux bâtiments après l'adoption de politiques de protections des arbres établies par la ville (Landry & Pu, 2010). Dans le cadre de campagnes de verdissement, les politiques municipales peuvent également compter sur la participation et la mobilisation citoyenne qui sont des atouts majeurs et des facteurs importants de réussite lorsqu'il est question de la survie des arbres nouvellement plantés (Boyce, 2010; Lu et al., 2010; Nowak et al., 2004). La présence des citoyens sur la rue préviendrait le vandalisme et les activités rassembleuses motiveraient l'entretien et le verdissement de la rue de façon plus générale (Hunter & Brown, 2012; Lu et al., 2010). Par exemple, à la fin des années 1970, début des années 1980, des plantations d'arbres de rue ont été réalisées dans plusieurs quartiers défavorisés d'Oakland en Californie aux États-Unis. Les plantations faites en collaboration avec la communauté avaient un taux de survie de 60 % à 70 % et un taux de mortalité de 5,8 % à 8,2 %. De l'autre côté, les plantations faites sans la participation de la communauté possédaient un taux de mortalité de plus de 50 % et un taux de survie ne dépassant pas 1 % (Sklar & Ames, 1985). Aussi, dans la ville de New York aux États-Unis et plus précisément, dans le quartier TRiBeCa, Boyce (2010) a constaté que le taux de mortalité des arbres de rue entretenus par la communauté était trois fois moins élevé que ceux qui ne l'étaient pas (Boyce, 2010). De plus, l'information et l'éducation de la population au bon entretien des arbres permettent de profiter d'une gestion globale plus efficace de la forêt urbaine (Grey & Deneke, 1986; Ottitsch & Krott, 2005). De façon générale, cela génère des actions de la part des propriétaires privés, permet d'obtenir l'acceptation populaire des programmes de verdissement et créer une image favorable de la foresterie urbaine (Grey & Deneke, 1986).

Les variables règlementaires et communautaires n'ont pas été intégrées dans cette étude même si elles sont associées avec la forme urbaine par la réglementation et avec la

population par l'aspect communautaire. Il est question du retrait de ce type de variables dans les limites de cette recherche présentées dans la discussion au chapitre VI.

2.6 Schéma conceptuel

Comme présenté précédemment, le DHP de l'arbre est influencé par plusieurs variables; biologiques et physiques, urbanistiques et socio-économiques. Le schéma conceptuel représente donc les liens possibles entre l'arbre et les trois catégories de variables suivantes; biologiques et physiques, urbanistiques et socio-économiques (voir figure 2.1). Il représente également les liens entre les variables elles-mêmes ainsi que les liens entre les sous-catégories de variables.

Dans un premier temps, les variables sont liées entre elles; la forme urbaine influence l'environnement physique en ce qui concerne l'espace disponible au sol et par conséquent les variables biologiques telles que l'âge et le DHP, mais également le choix de l'essence en ce qui concerne l'espace aérien disponible (déploiement de l'arbre) ainsi que pour des questions d'esthétisme et d'effets visuels.

Dans un deuxième temps, le statut socio-économique influence l'environnement social en ce qui concerne les investissements relatifs au verdissement ainsi que l'attention et les soins apportés à l'arbre qui agissent sur la longévité et la croissance. À l'intérieur de chaque catégorie de variables, les variables sont liées entre elles. D'abord, le DHP et l'âge d'un arbre sont intimement liés et varient selon l'essence. Ensuite, les caractéristiques du site peuvent influencer les éléments externes humains et accentuer les effets des éléments externes naturels. Par exemple, un arbre dans une fosse de trottoir est plus susceptible de subir une blessure d'origine mécanique (déneigement, vélo) qu'un arbre en parterre. Aussi, bien qu'aucun arbre ne soit à l'abri de dommages causés par des événements extrêmes ou des ravageurs, les spécimens qui subissent

davantage de stress, dans ce cas-ci, causé par un emplacement défavorable, se trouvent plus vulnérables. Après, la théorie de la forme urbaine lie entre elles, les caractéristiques telles que l'occupation du sol, la densité résidentielle, le type de rue et les types de bâtiments qui s'influencent grandement. Finalement, en ce qui concerne les caractéristiques socio-économiques, la théorie de la stratification sociale relie le niveau d'éducation et le revenu qui sont également associés au mode de tenure et à l'origine ethnique. Ainsi, puisque chaque variable déterminant la taille des arbres doit être considérée dans sa propre échelle spatiale, l'analyse des effets doit être réalisée à plusieurs niveaux.

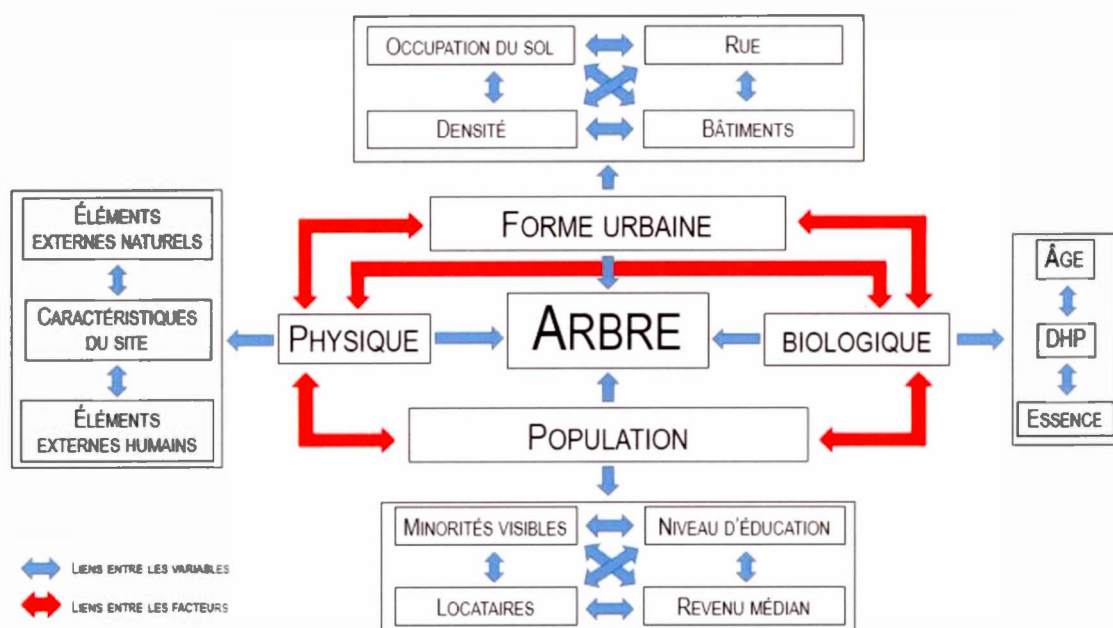


Figure 2.1 Schéma conceptuel des facteurs de croissance de l'arbre

2.7 Les perspectives multiniveaux

Un des principaux fondements en sciences sociales est la compréhension des interactions entre les individus et leur environnement. À différents niveaux, ces mêmes individus et environnements représentent des découpages du réel et des unités statistiques différentes (micro et macro) (Bressoux, 2010). Dans cette étude, chaque variable qui est associée à la taille des arbres doit être considérée dans sa propre échelle spatiale. Cela suggère de mettre en relation une variable (dépendante) qui caractérise les arbres (DHP) avec des variables (indépendantes) qui caractérisent ces mêmes arbres (caractéristiques biologiques et physiques), leur environnement urbanistique (tronçon de rue) et socio-économique (secteur de recensement) (Bressoux, 2010). Ce modèle de données hiérarchisées comporte une population à chaque niveau (voir figure 2.2) (Bressoux, 2010). Le modèle d'analyse le plus appropriée pour le traitement de ces données est donc l'analyse multiniveau, à trois niveaux. Le modèle sera davantage détaillé au chapitre concernant la méthodologie.

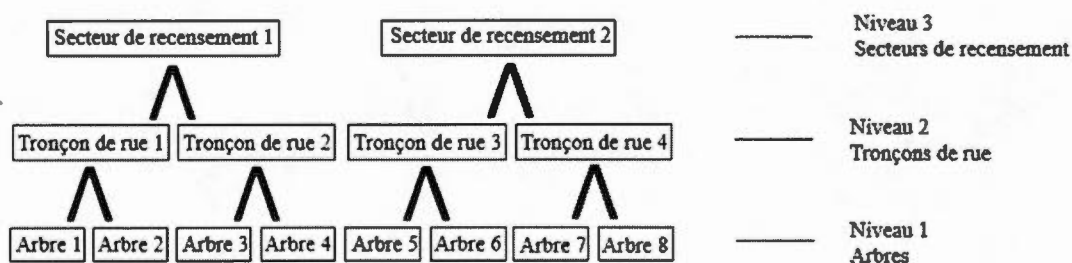


Figure 2.2 Structure hiérarchisée des trois niveaux d'analyse inspirée de Bressoux.

2.8 Objectifs et questions de recherche

Dans les sections précédentes, les bénéfices que génère la forêt urbaine ont été présentés ainsi que les défis de gestion et d'entretien pour conserver un couvert élevé d'arbres urbains, particulièrement à Montréal. De plus, devant l'urgence d'augmenter efficacement le couvert végétal montréalais (Plan d'Action Canopée et Plan de lutte à l'agrile du frêne) tout en sachant que les arbres avec un DHP élevé (matures) accroissent les bienfaits, notamment en ce qui concerne la filtration des polluants atmosphériques, comparativement aux arbres avec un DHP bas (jeunes) (McPherson et al., 1994), il est primordial de comprendre les facteurs qui influencent le couvert végétal ainsi que la taille des arbres, notamment sur le domaine public. La revue de littérature, précédemment présentée, ainsi que les données disponibles, qui feront l'objet du chapitre consacré à la méthodologie, ont permis de sélectionner une série de variables pour lesquelles des hypothèses concernant les effets sur le DHP des arbres privés et publics ont été émises en fonction des résultats issus des études relatives. Cette série de variables correspond à trois catégories soit celle relative à l'arbre (niveau 1), celle relative au tronçon de rue (niveau 2), celle relative au secteur de recensement (niveau 3). L'objectif principal de cette étude est donc d'évaluer, dans le contexte montréalais, la relation entre la taille des arbres et les variables biologiques et physiques, les variables urbanistiques et les variables socio-économiques recensées lors de la revue de la littérature, c'est-à-dire;

- 1- Quelle est la variance de DHP attribuée à l'arbre, au tronçon de rue et au secteur de recensement? Autrement dit, quel est le pouvoir explicatif de chaque niveau?
- 2- Quelle est la relation de chaque variable avec le DHP?
- 3- Est-ce que l'effet des variables biophysiques (essence, position géographique, type d'emplacement et l'absence ou la présence d'obstacle) varie d'un tronçon de rue à l'autre?

4- Est-ce que l'effet des variables biophysiques (essence, position géographique, type d'emplacement et l'absence ou la présence d'obstacle) varie d'un secteur de recensement à l'autre?

2.9 Sommaire

À la lumière des théories présentées et schématisées en lien avec les résultats obtenus dans les études recensées, il est indéniable que le DHP des arbres de rue en milieu urbain est influencé par des variables intrinsèques à l'arbre ou par des variables extérieures intimement liées à la vie urbaine. Afin de répondre aux questions de recherche de ce projet de mémoire, le chapitre suivant porte sur la méthodologie et présente les variables et les modèles d'analyses utilisés.

CHAPITRE III

MÉTHODOLOGIE

3.1 Introduction

Ce chapitre présente la méthodologie qui permettra de réaliser les objectifs de la recherche. Dans le cas présent, l'approche quantitative est privilégiée. Afin de répondre aux questions et de valider les hypothèses émises plus tôt, il sera question, dans les prochaines pages, des données utilisées, des opérations effectuées ainsi que de l'introduction aux variables sélectionnées et aux analyses qui seront réalisées lors des deux chapitres suivants.

3.2 Les données

La réalisation de cette étude s'appuie sur trois sources de données à trois niveaux d'analyse correspondant également à trois échelles spatiales : l'arbre, la rue et le secteur de recensement. Chaque arbre est associé à un tronçon de rue et chaque tronçon de rue, à un secteur de recensement. Chaque niveau correspond à une base de données différente. Pour la réalisation de cette étude, ces trois bases ont été fusionnées en une seule et unique base.

3.2.1 Les données des arbres publics de la Ville de Montréal

Les données relatives aux arbres publics de la Ville de Montréal sont issues du Portail de données ouvertes de Montréal. En octobre 2013, la Ville de Montréal a donné accès à ses données en les rendant publiques sur le Portail de données ouvertes de la Ville de Montréal (<http://donnees.ville.montreal.qc.ca>).

La base de données constitue un inventaire géolocalisé des arbres publics de la Ville de Montréal de 14 arrondissements montréalais bien que la ville en compte 19. Selon le tableau présentant les méthodes de prise d'inventaire établi par la Ville de Montréal (voir tableau 3.1), le recensement des arbres varie d'un arrondissement à l'autre. Dans ce cas-ci et en ce qui concerne les arbres sur rue géoréférencés, les arrondissements étudiés possèdent, de façon générale, un inventaire complet ou en partie (dans le cas de Mercier – Hochelaga-Maisonneuve et Ville-Marie). Chaque arrondissement possède sa propre base de données sous format Excel.

Tableau 3.1 Répertoire des arbres publics des arrondissements montréalais en 2013

Arrondissement	Sur rue	Hors rue
Ahuntsic – Cartierville	Oui	Oui
Villeray – Saint-Michel – Parc-Extension	Oui	En partie (peu)
Rosemont – La Petite-Patrie	Oui	En partie (très peu)
Mercier – Hochelaga-Maisonneuve	En partie oui	En partie (très peu)
Le Plateau-Mont-Royal	Oui	Oui
Ville-Marie	En partie oui	En partie (très peu)
Côtes-des-Neiges – Notre-Dame-de-Grâce	Oui	Oui
Le Sud-Ouest	Oui	Oui
Rivière-des-Prairies – Pointe-aux-Trembles	Oui	En partie (beaucoup)
Anjou*	Non	Non
Montréal-Nord*	Non	Non
Saint-Léonard	Oui	En partie (beaucoup)
LaSalle	Oui	En partie (très peu)
Outremont*	Non	Non
Verdun*	Non	Non
L'Île Bizard – Sainte-Geneviève*	Non	Non
Lachine	Oui	Oui
Pierrefonds - Roxboro	Oui	Oui
Saint-Laurent	Oui	Oui

*L'arrondissement utilise un système de gestion des arbres autre que celui de la Ville de Montréal ou ne dispose pas d'inventaire.

Source : (Ville de Montréal, 2013).

Il existe vingt-six champs d'information pour chacun des arbres recensés, mais certains d'entre eux ne s'appliquent pas nécessairement à chacun des arbres ou n'a simplement pas été complétés. Donc, dans certains cas, il est possible qu'un ou plusieurs champs soient vides.

La revue de la littérature a permis de sélectionner parmi tous ces champs d'information, ceux qui semblaient les plus pertinents pour réaliser cette étude. Sur les 26 champs d'information disponibles, 14 ont été conservés et utilisés pour élaborer la base de données finale, les plus importants étant; les coordonnées X et Y, le nom de l'essence en français, la mesure du DHP, la date de la dernière prise du DHP, la date de la plantation, le côté de la rue, le type d'emplacement où se trouve l'arbre et la présence de nuisance souterraine ou aérienne (voir tableau 3.2).

Tableau 3.3 Champs d'information de la base de données des arbres publics de la
Ville de Montréal en 2013

Champ d'information	Conservé	Auteurs
Type d'arbre inventorié (de rue ou hors rue)	Oui	--
Numéro de l'arrondissement dans la base de données	Oui	--
Nom de l'arrondissement	Oui	--
Nom de la rue sur laquelle l'arbre est positionné	Non	--
Côté de la rue	Oui	(Logan, 1965; O'Rourke & Terjung, 1981; Whitlow et al., 1992)
Numéro d'immeuble de la résidence ou du bâtiment en face duquel l'arbre est situé	Non	--
Numéro correspondant à l'emplacement de l'arbre dans la base de données	Non	--
Type d'emplacement où se trouve l'arbre (banquette, parc, parterre, trottoir, etc.)	Oui	(Gillman, 1988; Grabosky & Gilman, 2004; Jutras, 2012; Lu et al., 2010; Pauleit et al., 2002; Quigley, 2004; Roman et al., 2014)
Coordonnée X du point central de l'intersection	Oui	--
Coordonnée Y du point central de l'intersection	Oui	--
Acronyme composé des premières lettres du genre	Non	--
Nom latin de l'essence	Non	--
Nom français de l'essence	Oui	(Koeser et al., 2014; Koeser et al., 2013; Miller & Miller, 1991; Nowak et al., 2004; Quigley, 2004; Richards, 1979; Stoffberg et al., 2008)
Nom anglais de l'essence	Non	--
Mesure du Diamètre du tronc d'un arbre à la Hauteur de la Poitrine (DHP)	Oui	(Koeser et al., 2013; Lu et al., 2010; Miller & Miller, 1991; Nowak et al., 2004; Roman et al., 2014)
Date de la dernière prise du DHP	Oui	(Koeser et al., 2013; Lesser, 1996; Miller & Miller, 1991; Nowak et al., 2004; Richards, 1979)
Date de la plantation de l'arbre	Oui	(Koeser et al., 2013; Lesser, 1996; Miller & Miller, 1991; Nowak et al., 2004; Richards, 1979)
Propriétaire de l'arbre (ville, copropriété, privé)	Non	--
Remarquable	Non	--
Distance mesurée à partir du carré d'arbre jusqu'à la bordure de la rue	Non	--
Position relative de l'arbre par rapport à un immeuble ou chaînage	Non	--
Nuisance souterraine ou aérienne limitant la croissance d'un arbre	Oui	(Grey & Deneke, 1986; Spirm, 1984)
Numérotation unique qui représente un parc municipal sur le territoire de la Ville	Non	--
Nom du parc municipal	Non	--
Séquence de numéros qui fait référence aux secteurs d'un arrondissement	Non	--
Nom du secteur correspondant à chaque séquence de numéros	Non	--

Source : (Ville de Montréal, 2013).

La principale limite de cette base de données est relative aux champs d'information vides concernant la mesure du DHP, la date de la dernière prise du DHP ainsi que la date de plantation des arbres essentiels aux analyses de cette recherche ainsi qu'aux calculs effectués lors de la conception de la base de données finale qui sont détaillés au point 3.3. Le tableau 3.3 présente les différences entre les représentations par groupe en ce qui concerne le DHP de la base initiale (qui compte toutes les données), de la base sans date (qui compte les données sans date de prise et de plantation) et la base finale (qui compte les données qui possèdent des dates de prise et de plantation). Près de la moitié des données de la base totale ne possèdent pas de dates. Les pourcentages relatifs aux groupes de DHP sont assez similaires entre les bases initiale et finale. Cependant, la base sans date possède un pourcentage moins élevé d'arbres de petite taille (DHP = 1 à 10 cm = 6,9%) que la base finale (DHP = 1 à 10 cm = 22,4%) et un pourcentage plus élevé d'arbres de grande taille (DHP > 41 cm = 42,9%) que la base finale (DHP > 41 cm = 23,7%). De plus, la base initiale et la base sans date possèdent des moyennes de DHP très similaires, respectivement 31 cm et 30 cm, alors que la moyenne de DHP de la base finale est un peu plus faible (27 cm). Ces différences ont donc un impact sur les analyses à venir. La base finale comporte 21 297 arbres soit, le nombre d'arbres analysés dans cette recherche.

Tableau 3.3 Nombre de spécimens selon les bases des données

DHP (cm)	Base originale		Base sans date		Base finale	
	Nombre	%	Nombre	%	Nombre	%
1 à 10	33 855	20,7	5 531	6,9	4 776	22,4
11 à 20	28 653	17,5	12 175	15,3	3 727	17,5
21 à 30	27 060	16,6	13 878	17,4	4 014	18,8
31 à 40	24 912	15,3	13 995	17,5	3 751	17,6
41 à 50	21 253	13,0	12 842	16,1	2 895	13,7
51 à 60	14 177	8,7	9 920	12,4	1 466	6,9
61 à 70	7 207	4,4	5 794	7,3	488	2,3
71 à 80	3 324	2,1	2 921	3,7	138	0,6
81 à 90	1 483	0,9	1 386	1,7	36	0,2
91 à 100	681	0,4	666	0,8	6	0,0
101 et plus	698	0,4	690	0,9	0	0,0
Moyenne (cm)	31		30		27	
Total	163 303	100	79 798	100	21 297	100

L'ensemble de l'inventaire des 14 arrondissements montréalais compte 244 065 arbres publics. Dans ce cas-ci, pour la zone étudiée, la base de données donne accès à 212 639 arbres publics. Le repérage de doublons a ajusté le nombre à 163 303 soit, 23% des arbres recensés. Il est important de préciser qu'une mise à jour des données des arbres publics de la Ville de Montréal a été réalisée en janvier 2016. Étant donné l'avancement du projet de recherche, les données de la première version datant de 2013 ont été conservées. Cependant, les deux versions ont été comparées et ont permis de faire deux constats intéressants. D'abord, le nombre de frênes a diminué considérablement. La base de données la plus récente en compte près de 2000 en moins. Ce qui est sans aucun doute lié au *Plan de lutte à l'agrile du frêne* présenté au point 1.9.4. Aussi, en vertu du *Plan d'Action Canopée*, détaillé au point 1.9.4, la ville a planté 8000 nouveaux arbres sur son territoire en 2014 et 2015.

3.2.2 Les données sur les tronçons de rue de l'ancienne Ville de Montréal

La base de données spatiales sur les tronçons de rue couvre l'ancienne Ville de Montréal qui a été créée avant la fusion de la Ville de Montréal en 2002. Chaque tronçon est représenté sous forme de polygone, créé à partir du réseau de rues. Les données relatives aux lots fonciers et aux empreintes des bâtiments ont été jointes spatialement aux tronçons de rue afin de caractériser les conditions urbanistiques de chaque tronçon. Elles font référence aux caractéristiques de la rue, aux caractéristiques des bâtiments ainsi qu'au type d'utilisation du sol. Le portrait des tronçons de rue n'est pas exhaustif puisque seuls les tronçons de rues ayant des bâtiments résidentiels et étant bordés par des arbres ont été conservés. Par exemple, les autoroutes et les rues sans pourcentage de zonage résidentiel sont exclues de la base de données. Au total, il y a 2356 tronçons de rue analysés. La base de données a été fournie par Madame Thi-Thanh-Hiên Pham, directrice de ce projet de recherche.

La base de données sur les tronçons de la rue de l'ancienne Ville de Montréal réunit l'inventaire de neuf arrondissements montréalais. La base de données existe sous le format Shapefile. Il existe 16 champs d'information pour chacun des tronçons recensés. La revue de la littérature a permis de sélectionner parmi tous ces champs d'information, ceux qui semblaient les plus pertinents pour réaliser cette étude (voir tableau 3.4).

Tableau 3.4 Champs d'information de la base de données des tronçons de rues de l'ancienne Ville de Montréal en 2002

Champ d'information	Conservé	Auteurs
Identifiant de la rue	Oui	--
Largeur de la rue	Oui	(Conway & Hackworth, 2007; Dobbs et al., 2013; Lu et al., 2010; Nagendra & Gopal, 2010)
Longueur de la rue	Oui	(Conway & Hackworth, 2007; Dobbs et al., 2013; Lu et al., 2010; Nagendra & Gopal, 2010)
Âge médian des bâtiments	Oui	(Boone et al., 2010; Grove et al., 2006; Grove et al., 2005; Heynen & Lindsey, 2003; Troy et al., 2007)
Pourcentage d'unifamiliales	Oui	(Heynen & Lindsey, 2003; Nesbitt & Meitner, 2016; Nowak et al., 1990; Tratalos et al., 2007)
Pourcentage de duplex	Oui	--
Pourcentage de triplex	Oui	--
Pourcentage de multiplex	Oui	(Heynen & Lindsey, 2003; Nesbitt & Meitner, 2016; Nowak et al., 1990)
Pourcentage de zonage résidentiel	Oui	(Conway & Hackworth, 2007; Lu et al., 2010; Nowak et al., 2004; Nowak et al., 1990; Nowak et al., 1996)
Pourcentage de zonage mixte	Oui	(Nesbitt & Meitner, 2016)
Pourcentage de zonage commercial	Oui	(Conway & Hackworth, 2007; Lu et al., 2010; Nowak et al., 2004; Nowak et al., 1990; Nowak et al., 1996)
Pourcentage de zonage industriel	Oui	(Lu et al., 2010; Nowak et al., 2004; Nowak et al., 1996)
Nombre de logements	Oui	(Iverson & Cook, 2000; Luck et al., 2009; Nesbitt & Meitner, 2016; Nowak et al., 1990; Tratalos et al., 2007)
Marge de recul	Oui	(Gillman, 1988; Grabosky & Gilman, 2004; Lu et al., 2010; Pauleit et al., 2002; Quigley, 2004; Roman et al., 2014)
Parc	Non	--
Distance au centre-ville	Non	--

3.2.3 Les données socio-économiques de Statistiques Canada

Les données socio-économiques sont issues du Recensement canadien de 2006. Le découpage géographique privilégié est le secteur de recensement qui compte habituellement entre 2500 à 8000 personnes (Statistique Canada, 2015). La principale limite de cette base de données est relative au fait que les variables socio-économiques utilisées sont celles qui ont été recensées en 2006 et non celles de 2011. Ce choix a été

fait en raison que la représentation réelle des données du recensement et l'enquête nationale des ménages de 2011 sont fortement critiquées par les chercheurs universitaires (Prévost & Lachapelle, 2012). C'est pourquoi les données issues du recensement de 2006 sont privilégiées à celles de 2011. Cependant, il est important de noter que près de 70 % des arbres ont été recensés entre 2007 et 2013 et 30 % l'ont été en 2006 ou dans les années antérieures.

Dans ce cas-ci, 231 secteurs de recensement sont étudiés. La revue de la littérature a permis de sélectionner les données socio-économiques qui semblaient les plus pertinentes pour réaliser cette étude (voir tableau 3.5).

Tableau 3.5 Les données socio-économiques utilisées du recensement 2006.

Données socio-économiques	Auteurs
Revenu médian des ménages	(Clarke et al., 2013; Conway & Hackworth, 2007; Flocks et al., 2011; Iverson & Cook, 2000; Kirkpatrick et al., 2011; Landry & Chakraborty, 2009; Martin et al., 2004; Nesbitt & Meitner, 2016; Perkins et al., 2004; Romolini et al., 2013; Szantoi et al., 2012)
Niveau d'éducation	(Grove et al., 2014; Heynen & Lindsey, 2003; Luck et al., 2009; Nesbitt & Meitner, 2016; Nowak et al., 1990; Pham et al., 2013; Szantoi et al., 2012)
Origine ethnique	(Flocks et al., 2011; Landry & Chakraborty, 2009; Luck et al., 2009; Nesbitt & Meitner, 2016; Pham et al., 2013; Szantoi et al., 2012)
Locataire	(Landry & Chakraborty, 2009; Nowak et al., 1990; Perkins et al., 2004; Szantoi et al., 2012)
Habitants par kilomètre carré	(Boone et al., 2010; Conway & Hackworth, 2007; Gillespie et al., 2011; Luck et al., 2009; Mennis, 2006; Pham et al., 2013)

3.3 Les opérations de prétraitement de données

En premier lieu, les données des arbres publics de la ville de Montréal des neuf arrondissements étudiés sont uniformisées afin de s'assurer que le nombre de colonnes, les titres de colonnes et les formats de cellules sont les mêmes. Le regroupement des neuf fichiers est ensuite réalisé à l'aide du logiciel de cartographie ArcMap10.3.1 de la

série ArcGIS. Ce même logiciel de cartographie est également utilisé pour joindre les trois bases de données, c'est-à-dire, les données des arbres publics de la ville de Montréal, les données des tronçons de rues de l'ancienne ville de Montréal et les données socio-économiques de Statistiques Canada. En deuxième lieu, certains champs d'information concernant les caractéristiques des arbres publics sont regroupés ou utilisés à des fins de calculs pour créer de nouvelles variables comme l'âge des arbres détaillé au point 3.5.1.2. Le regroupement de certaines données comprises dans les champs d'information est nécessaire afin d'alléger le traitement des données et de faciliter les analyses. Par exemple, les essences, les types d'emplacement et les types d'obstacle sont regroupés. Le détail de ces regroupements est expliqué à la section 3.5 et sont disponibles dans les annexes B,C et D. En troisième lieu, le montage final de la base de données est réalisé avec le logiciel d'analyses statistiques et prédictives SAS 9.4. Le montage final consiste au nettoyage des champs d'information et à la transformation de certaines données en variables binaires nécessaires aux analyses. En dernier lieu, il est essentiel de signaler deux éléments relatifs à la base de données finale. D'abord, le nombre d'arbres a considérablement diminué entre le moment où les bases de données des neuf arrondissements furent réunies et le montage final. En effet, le nombre est passé d'un potentiel d'étude de 212 796 spécimens à 21 297 spécimens analysés. Cet important décalage est dû au fait que certains champs d'information nécessaires à l'analyse soient vides (DHP, date de prise et date de plantation). Cela rejette automatiquement l'arbre de la base de données. Des doublons ont également été repérés. Les détails du choix des variables sont expliqués au point 3.5 de ce chapitre. Aussi, lors de la jointure des trois bases de données, certains arbres n'ont pu être liés aux tronçons de rue qui devaient, entre autres, nécessairement posséder un pourcentage de zonage résidentiel ou aux secteurs de recensement.

3.4 Les modèles d'analyse

Deux types d'analyse sont privilégiés dans ce projet de recherche; les modèles bivariés et les modèles multiniveaux qui sont complétés par un test de multicollinéarité. La variable dépendante dans ces analyses est le DHP des arbres.

3.4.1 La multicollinéarité

Puisque les variables ne sont jamais totalement indépendantes les unes des autres, il est nécessaire de détecter les cas de multicollinéarité sévère afin de séparer précisément leurs effets (Bressoux, 2010). Un indice fréquemment utilisé pour s'en assurer est le facteur d'inflation de la variance (VIF);

$$VIF_j = 1 / (1 - R_j^2)$$

où j correspond au nombre de variables explicatives.

Lorsqu'il y a absence totale de multicollinéarité, le VIF est égal à 1 et s'approche de 0 lorsque cette dernière est parfaite. Au-delà de 5, la multicollinéarité est jugée sévère bien que certains auteurs ne le considèrent qu'au-delà de 10 (Bressoux, 2010). La sélection des variables socio-économiques de cette étude est basée sur les résultats du VIF.

3.4.2 ANOVA

Afin d'explorer les données, de déterminer le jeu de données ainsi que de vérifier les relations entre la variable dépendante (DHP) et les variables indépendantes du niveau 1 (essence, orientation géographique, type d'emplacement, présence et type d'obstacle), quatre types de test sont utilisés. D'abord, l'analyse de variance ANOVA

qui permet de tester la significativité des différences de moyennes en comparant les variances. Ensuite, les tests de Tukey et de Duncan, tests post hoc, qui déterminent les différences significatives entre les moyennes de groupes dans une analyse de variance. Finalement, les boîtes à moustache qui permettent d'illustrer par des colonnes verticales la moyenne de la variable par le point central et l'étendue (le minimum et le maximum) par les moustaches superposées dans chaque colonne. Ces analyses permettent également de sélectionner la variable de référence pour l'analyse multiniveau qui sera présentée au point suivant. La variable de référence est, dans ce cas-ci, la valeur la plus élevée de chacun des groupes analysés et permet de comparer les résultats de l'analyse multiniveau avec un indicateur établi.

3.4.3 L'analyse multivariée à multiniveau

Afin d'évaluer les liens possibles entre les variables et la végétation, les études précédentes ont utilisé, de façon générale, des modèles bivariés tels que l'analyse de variance ANOVA, les coefficients de corrélation de Pearson et de Spearman, le test du Khi-Deux et l'indice de Moran ou des modèles multivariés tels que la régression linéaire multiple ou la régression logistique (voir tableau 3.6).

Tableau 3.6 Survol des modèles d'analyse utilisés dans la littérature

Niveau	Modèles d'analyse	Auteurs
Arbre		
	Bivariée (ANOVA)	(Nowak et al., 1990)
	Bivariée (Coefficient de corrélation de Pearson)	(Nowak et al., 1990)
	Bivariée (Test du Khi-Deux)	(Lu et al., 2010; Nowak et al., 2004; Nowak et al., 1990)
Forme urbaine		
	Bivariée (ANOVA)	(Dobbs et al., 2013)
	Régression linéaire multiple	(Conway & Hackworth, 2007; Dobbs et al., 2013; Heynen & Lindsey, 2003)
	Régression logistique	(Grove et al., 2005; Roman et al., 2014)
Population		
	Bivariée (ANOVA)	(Grove et al., 2014)
	Bivariée (Coefficient de corrélation de Pearson)	(Clarke et al., 2013; Iverson & Cook, 2000)
	Bivariée (Coefficient de corrélation de Spearman)	(Perkins et al., 2004; Romolini et al., 2013)
	Bivariée (Indice de Moran)	(Romolini et al., 2013)
	Régression linéaire multiple	(Boone et al., 2010; Clarke et al., 2013; Grove et al., 2014; Kirkpatrick et al., 2011; Landry & Chakraborty, 2009; Martin et al., 2004; Pham et al., 2013; Staudhammer et al., 2011; Szantoi et al., 2012)
	Régression logistique	(Luck et al., 2009; Romolini et al., 2013)

Comme expliqué dans le cadre conceptuel, chaque variable indépendante doit être considérée dans sa propre échelle spatiale. Le modèle d'analyse le plus approprié pour le traitement de ces données est donc l'analyse multiniveau, à trois niveaux. Pour un modèle à trois niveaux, il s'agit de modéliser le DHP de l'arbre (niveau 1) planté sur un tronçon de rue (niveau 2) faisant partie d'un secteur de recensement (niveau 3) (Bressoux, 2010) :

Au niveau 1, il s'agit de la modélisation du DHP de l'arbre.

$$Y_{ijk} = \beta_{0jk} + \beta_{1jk} + e_{ijk}$$

Où Y représente le DHP, i représente l'arbre, j représente le tronçon de rue et k représente le secteur de recensement. β_0 représente la constante, β_1 représente la pente et e_{ijk} représente l'erreur aléatoire associée à chaque groupe.

Au niveau 2, il s'agit de la modélisation du DHP de l'arbre planté sur un tronçon de rue.

$$\beta_{0jk} = \gamma_{00k} + u_{0jk}$$

$$\beta_{1jk} = \gamma_{10k} + u_{1jk}$$

Où β_{0jk} représente la constante, γ_{00k} représente la constante moyenne au sein du groupe k (secteur de recensement), u_{0jk} représente une erreur aléatoire associée à chaque groupe j (tronçon de rue) au sein de chaque groupe k (secteur de recensement).

Où β_{1jk} représente la pente, γ_{10k} représente la pente de régression moyenne au sein du groupe k (secteur de recensement),

u_{1jk} représente l'écart de chaque groupe j (tronçon de rue) à la relation moyenne au sein de chaque groupe k (secteur de recensement). C'est une variable aléatoire de moyenne nulle et de variance σ^2_{u1} .

Au niveau 3, il s'agit de la modélisation du DHP de l'arbre planté sur un tronçon de rue dans un secteur de recensement.

$$\gamma_{00k} = \gamma_{000} + v_{00k}$$

$$\gamma_{10k} = \gamma_{100} + v_{10k}$$

Où γ_{000} représente la constante moyenne pour l'ensemble des groupes

γ_{100} est la pente de régression moyenne pour tous les groupes k (secteur de recensement), supposé normalement distribuée, de moyenne nulle et de variance σ^2_{u0} .

v_{00k} représente une erreur aléatoire associée à chaque groupe k (secteur de recensement) supposée normalement distribuée, de moyenne nulle et de variance σ^2_{v0} .

v_{10k} représente l'écart de chaque groupe k (secteur de recensement) à la relation moyenne au sein de chaque groupe k (secteur de recensement). C'est une variable aléatoire de moyenne nulle et de variance σ^2_{v1} .

L'ensemble des modèles sont réalisées avec le logiciel SAS 9.4 avec la procédure Proc Mixed dont l'estimateur = ML performant sur le maximum de vraisemblance. Le code utilisé est disponible en Annexe A.

Les résultats sont présentés selon les quatre modèles décrits ci-haut et comptent une valeur estimée et une valeur du test t pour chacune des variables. Deux types d'effets sont analysés avec le modèle multiniveau, soit les effets fixes et les effets aléatoires. Les effets fixes correspondent aux variables indépendantes relatives à l'arbre, au tronçon de rue et au secteur de recensement. Tandis que les effets aléatoires sont calculés par le critère d'information d'Akaike (AIC), le coefficient de corrélation intra-

classe (ICC) et la variance expliquée sur les trois niveaux. Ce sont les effets aléatoires qui permettent d'évaluer si les variables introduites à chaque niveau expliquent, et ce, à quel degré, la variance du DHP des arbres.

Afin de capturer le pouvoir explicatif de chaque groupe de variables (chaque niveau), quatre modèles de régression ont été effectués. Le modèle 0 ou le modèle vide, ne contient aucune variable indépendante, seulement que la constante. Dans le modèle 1, les caractéristiques biologiques et physiques de l'arbre sont introduites (niveau 1). Le modèle 1 a donc un seul niveau de variables : celui de l'arbre. Dans le modèle 2, les caractéristiques des tronçons de rue (niveau 2) sont ajoutées. Le modèle 2 a donc deux niveaux de variables : celui de l'arbre et celui du tronçon de rue. Enfin, les caractéristiques de la population (niveau 3) sont ajoutées dans le modèle 3. Le modèle 3 a donc trois niveaux : celui de l'arbre, celui du tronçon de rue et celui du secteur de recensement.

3.5 Les variables analysées

À l'image des trois bases de données, les variables indépendantes sont structurées en trois niveaux. Il est également important de mentionner que la taille des groupes dans un modèle multiniveau doit comporter un minimum de 5 unités (C. J. M. Maas & Hox, 2005).

3.5.1 L'arbre (niveau 1)

La présente étude se penche sur six variables dites biologiques et physiques de l'arbre. Les trois variables biologiques sont le DHP, soit la variable dépendante, ainsi que l'essence et l'âge. Les variables dites physiques de l'arbre sont les variables en lien

avec le type de plantation, soit la position géographique, le type d'emplacement et la présence d'obstacle, si cela est applicable.

3.5.1.1 L'âge

La variable relative à l'âge n'est pas l'âge réel de l'arbre, mais fait plutôt référence aux années de plantation. Cette variable qui a été créée à partir de deux champs d'information existants dans la base de données des arbres publics de la Ville de Montréal, soit l'année de plantation ainsi que l'année qui correspond à la mise à jour la plus récente des données. Cette nouvelle variable a été calculée afin de déterminer le nombre d'années entre le moment de la plantation et la prise de données la plus récente, ici nommé « âge ». Cette nouvelle variable est importante puisqu'elle permet de connaître le degré de longévité de l'arbre. Donc, plus la différence entre la date de la dernière prise d'informations et la date de plantation de l'arbre est grande, plus l'arbre est âgé. Cette variable est utilisée comme variable de contrôle.

Les suivis les plus longs s'étendent sur une cinquantaine d'années, mais l'âge moyen des arbres analysés dans le cadre de cette recherche est de 22 ans (voir tableau 3.7). En comparaison avec l'espérance de vie moyenne d'un arbre urbain estimé par les auteurs, variant entre 7 et 28 ans et présentés plus tôt, deux constats sont possibles pour la forêt urbaine montréalaise. Ses arbres se portent plutôt bien étant donné leur moyenne d'âge assez élevée ou ils approchent de leur fin de vie (Foster & Blaine, 1978; Moll, 1989; Nowak et al., 2004; Roman & Scatena, 2011).

Tableau 3.7 Description des variables quantitatives au niveau 1

	Variables	Minimum	Maximum	Moyenne	Écart-type
Niveau 1	DHP (variable dépendante)	2	98	27	17
Arbre	Âge	0	57	22	16

3.5.1.2 L'essence

Cinquante-six familles d'essences ont été dénombrées dans la base de données des arbres publics de la Ville de Montréal. Afin d'alléger le traitement des données et de faciliter les analyses, les différentes familles d'essences ont été regroupées en quinze familles d'arbres, soit arbres à noix, arbustes, autres feuillus, conifères, érables, famille du bouleau, famille du saule, frênes, ginkgos, légumineuses, micocouliers, ormes, petits arbres à fleurs, petits arbres fruitiers et tilleul (voir Annexe A). Ce regroupement a été réalisé à l'aide d'une classification conçue par Madame Marie-Hélène Brice (étudiante au baccalauréat en biologie à l'Université de Montréal).

Pour l'ensemble de la zone étudiée, les quatre classes d'arbres les plus communes sont les frênes, les érables, les tilleuls et les légumineuses (voir tableau 3.8). À elles seules, ces quatre classes d'arbres comptent pour 84,7 % de la forêt publique étudiée. Les frênes et les érables sont les plus nombreux atteignant 13 803 spécimens (64,6 % de la population d'arbres étudiée) soit 6 898 spécimens pour les frênes (32,3 %) et 6 905 spécimens pour les érables (32,3 %). Les tilleuls comptent pour 13 % de la forêt publique étudiée avec 2 770 spécimens. La classe des légumineuses (comprenant caragancier, chicot, févier, gainier, maackie et robinier) représente 7,1 % des arbres étudiés, c'est-à-dire, 1 524 spécimens. La forêt urbaine montréalaise étudiée est donc assez peu diversifiée considérant que les érables et les frênes représentent 64,6 % de celle-ci. La popularité de certaines essences, généralement basée sur la forme et la résistance ainsi que sur la disponibilité, reflète souvent la composition des forêts urbaines (Grey & Deneke, 1986). Tel que mentionné plus tôt, une référence a été instaurée afin de maintenir une diversité, 10/20/30, c'est-à-dire, une forêt urbaine ne devrait pas comprendre plus de 10 % d'individus d'une espèce particulière, 20 %, d'un genre quelconque ou 30 %, d'une famille (Santamour, 1990). La forêt urbaine montréalaise est donc plus vulnérable aux ravageurs et aux maladies (Ville de Montréal, 2005). Sachant que l'agrile du frêne cause des dommages importants à la

forêt urbaine montréalaise, 13 000 arbres décimés en 4 ans (Normandin, 2016a), il est intéressant de relever qu'à l'échelle du tronçon de rue, la moyenne d'arbres est de 12 et de 8 pour les frênes et que 50 % des tronçons de rue comptent des frênes. Parmi ceux-ci, 21 % des tronçons de rue analysés comptent 100 % de frênes, 37 % en comptent 75 % et plus, 58 % en comptent 50 % et plus et 79 % en comptent 25 % et plus (voir tableau 3.9). À l'échelle du secteur de recensement, la moyenne d'arbres est de 127 et de 51 pour les frênes et 83 % des secteurs de recensement comptent des frênes. Également, 2 % des secteurs de recensement analysés comptent 100 % de frênes, 10 % en comptent 75 % et plus, 24 % en comptent 50 % et plus et 52 % en comptent 25 % et plus (voir tableau 3.10). L'hypothèse sur la relation entre les 15 groupes d'essences et le DHP est variable puisque le diamètre et la taille (hauteur et largeur) de chaque essence varient (Stoffberg et al., 2008) ainsi que leur résistance au stress urbain (voir tableau 3.14) (Koeser et al., 2014; Koeser et al., 2013; Miller & Miller, 1991; Nowak et al., 2004; Quigley, 2004; Richards, 1979).

Tableau 3.8 Description des variables qualitatives (biologiques)

Variable	Modalité	Nombre d'arbres	%
Essence	Arbres à noix	452	2,1
	Arbustes	42	0,2
	Autres feuillus	103	0,5
	Conifères	43	0,2
	Érable	6 905	32,3
	Famille du bouleau	9	0,0
	Famille du saule	36	0,2
	Frêne	6 898	32,3
	Ginkgo	151	0,7
	Légumineuses	1 524	7,1
	Micocoulier	661	3,1
	Orme	544	2,5
	Petits arbres à fleurs	511	2,4
	Petits arbres fruitiers	715	3,2
	Tilleul	2 770	13

Tableau 3.9 Distribution des frênes par tronçon de rue

	Min.	Max.	Moy.	25 % et +	50 % et +	75 % et +	100 %
Total des arbres	1	162	12	-	-	-	-
Frênes	1	76	8	929	676	430	244

Tableau 3.10 Distribution des frênes par secteur de recensement

	Min.	Max.	Moy.	25 % et +	50 % et +	75 % et +	100 %
Total des arbres	1	840	127	-	-	-	-
Frênes	1	460	51	122	55	24	4

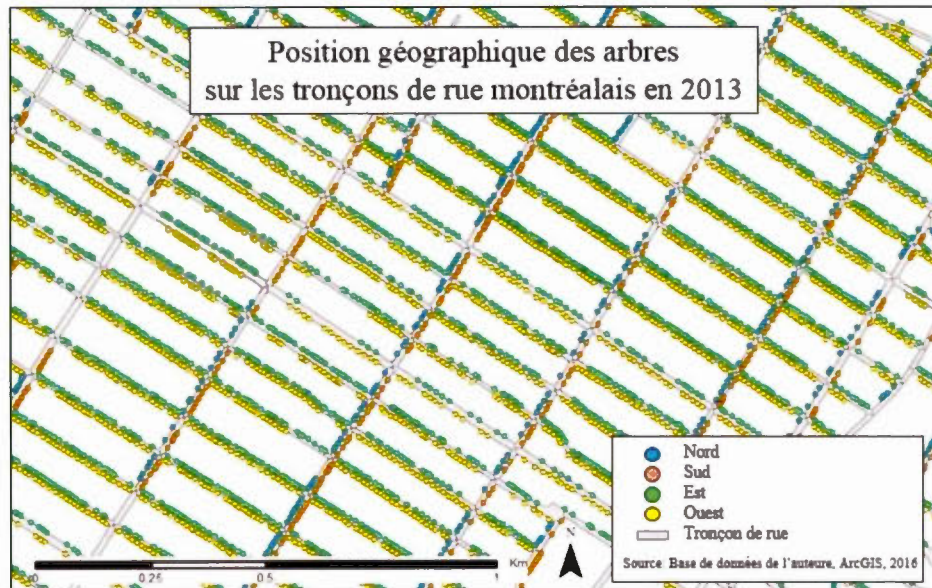
3.5.1.3 La position géographique, les types d'emplacement et d'obstacles

La position géographique de l'arbre fait référence à sa position par rapport à la rue (côté nord, côté sud, côté est ou côté ouest), et ce, selon le nord montréalais et non pas le nord géographique (voir figure 3.1). Le nord montréalais correspond au sens des artères qui sont orientées dans le sens longitudinal de l'Île de Montréal (nord-est /sud-ouest) tels que le boulevard Saint-Laurent, la rue Saint-Denis et l'avenue Papineau et dans le sens transversal (nord-ouest / sud-est) tels que le boulevard René-Lévesque et les rues Sherbrooke et Jean-Talon. En ce sens, les deux nord sont très différents l'un de l'autre puisqu'ils forment un angle d'environ 45 degrés.

Tableau 3.11 Description des variables qualitatives (physiques)

Variable	Modalité	Nombre d'arbres	%
Orientation	Nord	2 306	10,8
	Sud	2 362	11,1
	Est	8 484	39,7
	Ouest	8 212	38,4
Emplacement	Parterre	12 504	58,5
	Trottoir	8 043	37,6
	Banquette	806	3,8
	Autre	11	0,1
Obstacles	Fils	5 924	27,7
	Lampadaire	1 637	7,7
	Bâtiment	947	4,4
	Signalisation	274	1,3
	Arbre	273	1,3
	Autre	380	1,8
	Sans obstacle	11 929	55,8

La majorité des arbres étudiés sont plantés du côté est (39,7 %) ou du côté ouest (38,4 %) des rues (voir tableau 3.11). Ce qui s'explique probablement par la trame urbaine de type orthogonale régulière et le réseau de rues damier dans l'ancienne ville de Montréal (voir figure 3.2). L'hypothèse sur la relation entre la position géographique des arbres et le DHP est variable puisqu'associée à la hauteur des bâtiments et à la largeur des rues, la position géographique de l'arbre (nord, sud, est et ouest) a un impact sur la croissance en lien avec la quantité de lumière reçue (voir tableau 3.14) (K. Logan, 1965; O'Rourke & Terjung, 1981).



La flèche noire en bas de la carte indique le nord géographique.

Figure 3.1 Position géographique des arbres sur les tronçons de rue montréalais en 2013.

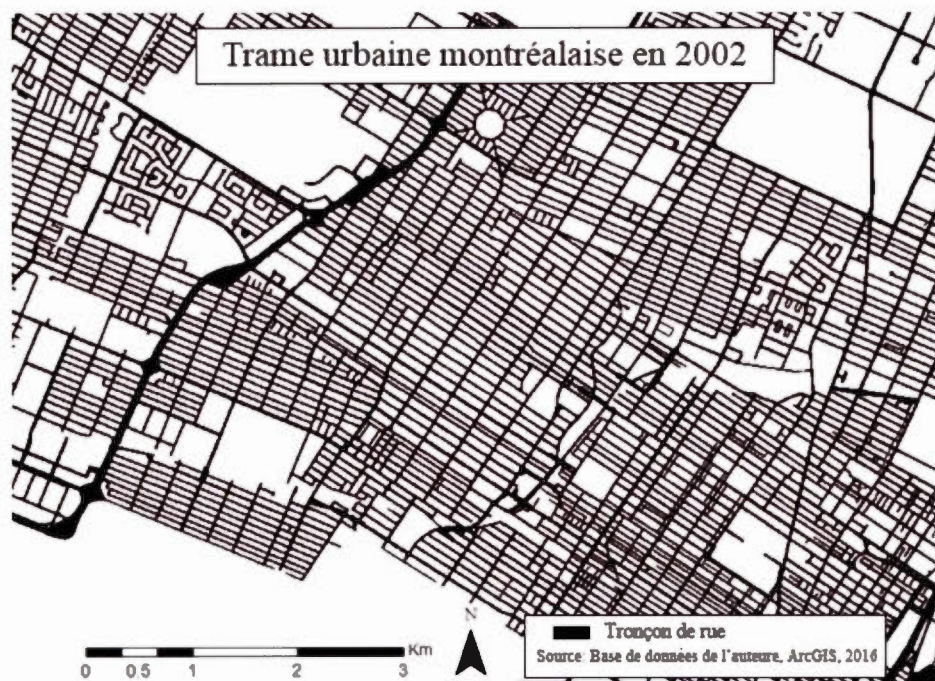


Figure 3.2 Exemple de la trame urbaine montréalaise en 2002.

Dix-sept types d'emplacement ont été dénombrés dans la base de données des arbres publics de la Ville de Montréal. Afin d'alléger le traitement des données et de faciliter les analyses, les principaux types d'emplacement ont été regroupés en quatre catégories, soit banquette, parterre, terre-plein et trottoir (voir Annexe B).

En résumé, le parterre est l'espace entre le trottoir et le bâtiment. Le trottoir fait référence aux arbres plantés dans les carrés d'arbres. La banquette est un espace aménagé entre le trottoir et la chaussée. Le terre-plein est un espace aménagé qui sépare les deux chaussées d'une rue (voir figure 3.3). La quasi-totalité des arbres étudiés (96,1 %) sont plantés dans un parterre (58,5 %) ou sur le trottoir (37,6 %) (voir tableau 3.11). L'hypothèse sur la relation entre le type d'emplacement des arbres et le DHP est variable puisque les études réalisées à ce sujet ont des résultats différents quant aux types d'emplacement tels que les trottoirs et les banquettes (voir tableau 3.14) (Lu et al., 2010; Roman et al., 2014).



Figure 3.3 De gauche à droite, des exemples d'emplacement; le parterre, le trottoir, la banquette et le terre-plein.

Source : Auteure, août 2016.

Trente-huit types d'obstacles ont été dénombrés dans la base de données des arbres publics de la Ville de Montréal. Afin d'alléger le traitement des données et de faciliter

les analyses, les principaux types d'obstacles ont été regroupés en six catégories, soit arbre, bâtiment, fils (voir figure 3.4), lampadaire, signalisation (voir figure 3.5) et autre (voir Annexe C). La catégorie autre fait référence aux autres types d'obstacles tels que l'aqueduc à moins de 2,6 m, la clôture, la marquise, etc., et ne représente que 1,8 % des obstacles identifiés parmi les arbres étudiés (voir figure 3.6). Pour l'ensemble de la zone étudiée, 44,2 % des arbres sont identifiés à un obstacle et les obstacles les plus fréquents sont les fils (27,7 %) suivis des lampadaires (7,7 %) (voir tableau 3.11). Les critères employés pour déterminer si un objet fait obstacle à un arbre ne sont pas spécifiés dans la base de données. Cependant, certains obstacles font mention d'une distance; les aqueducs à moins de 2,6 mètres, les bâtiments et les bornes d'incendie à moins de 3 mètres, les lampadaires décoratifs de moins de 5 mètres de hauteur et les lampadaires fonctionnels de moins de 10 mètres de hauteur. Aucune spécification concernant le besoin d'élaguer les arbres à proximité d'obstacle n'est exprimée dans la base de données, mais il est plausible de déduire que la présence d'obstacle nécessite certaines opérations d'élagage. La figure 3.4 démontre la forme taillée que prennent les arbres près de bâtiment et de fils. L'hypothèse sur la relation entre l'absence d'obstacle et le DHP est positive (voir tableau 3.14). L'hypothèse sur la relation entre la présence d'obstacles ainsi que le type d'obstacle (arbre, bâtiment, fils, lampadaire, signalisation, autres) et le DHP est négative puisque les conditions de l'arbre de rue se détériorent et les risques de mortalité s'accroissent lorsque le diamètre du tronc augmente et que l'espace du carré d'arbre diminue (voir tableau 3.14) (Koeser et al., 2013). Les infrastructures souterraines (fondations, électricité, gaz, aqueduc, égout, téléphone, câble...) et aériennes (électricité, téléphone, câble, éclairage, panneaux de signalisation, enseignes, panneaux commerciaux...) contribuent à restreindre l'espace nécessaire à l'arbre (Grey & Deneke, 1986; Spirn, 1984; Ville de Montréal, 2005b).



Figure 3.4 De gauche à droite, des exemples d'obstacles; l'arbre, le bâtiment et les fils.

Source : Auteure, août 2016.



Figure 3.5 De gauche à droite, des exemples d'obstacles; le lampadaire et la signalisation.

Source : Auteure, août 2016.



Figure 3.6 De gauche à droite, des exemples d'obstacles; l'aqueduc à moins de 2,6 m, la clôture et la marquise.

Source : Auteure, août 2016.

3.5.2 Les tronçons de rue (niveau 2)

Le deuxième niveau, représenté par le tronçon de rue, comporte treize variables associées aux caractéristiques de la rue, aux caractéristiques des bâtiments ainsi qu'au type d'utilisation du sol. Les caractéristiques de la rue comportent trois variables, soit la largeur, la longueur et la marge de recul de la rue. Les caractéristiques des bâtiments comportent cinq variables : l'âge médian des bâtiments, le pourcentage de duplex, de triplex, de multiplex et de résidences unifamiliales ainsi que le nombre de logements par tronçon. L'utilisation du sol comporte quatre variables soit, le zonage résidentiel, le zonage commercial, le zonage industriel et le zonage mixte (résidentiel et commercial).

Tableau 3.12 Description des variables quantitatives au niveau 2

	Variables	Minimum	Maximum	Moyenne	Écart-type
Niveau 2 Tronçon de rue	Largeur de la rue (m)	9	52	15	3
	Longueur de la rue (m)	24	606	204	94
	Âge médian des bâtiments	2	136	56	24
	Unifamiliale (%)	0	100	24	34
	Duplex (%)	0	100	31	30
	Triplex (%)	0	100	20	24
	Multiplex (%)	0	100	25	31
	Résidentiel (%)	0	100	84	26
	Commercial (%)	0	95	0	3
	Mixte (%)	0	92	4	11
	Industriel (%)	0	77	0	4
	Nombre de logements	1	117	28	19
	Marge de recul (m)	0	32	7	3

3.5.2.1 Les caractéristiques de la rue

Comme cela est illustré au tableau 3.12, la largeur moyenne des rues étudiées est 15 mètres, mais peut atteindre jusqu'à 52 mètres. La longueur moyenne des rues étudiées est 204 mètres, mais peut mesurer jusqu'à 606 mètres. La marge de recul est la distance entre la rue et le bâtiment. La distance moyenne entre les rues et les bâtiments est de 7 mètres, mais peut atteindre jusqu'à 32 mètres. L'hypothèse sur la relation entre les caractéristiques de la rue (longueur et largeur) et le DHP est négative puisque les arbres plantés sur des rues longues et larges et au trafic élevé ont un taux de survie inférieur à ceux plantés sur des rues étroites et au trafic léger (voir tableau 3.14) (Conway & Hackworth, 2007; Dobbs et al., 2013; Lu et al., 2010; Nagendra & Gopal, 2010).

3.5.2.2 Les caractéristiques des bâtiments

L'âge médian des bâtiments de la zone étudiée est, en moyenne, de 56 ans. Les bâtiments les plus anciens sont âgés de 136 ans et les plus récents de 2 ans (voir tableau

3.12). Parmi ses bâtiments, quatre types de logements sont représentés; les duplex (deux étages, deux logements superposés), les triplex (trois étages, trois logements superposés), les multiplex (trois étages, deux logements par étage) et les résidences unifamiliales (un à deux étages, un logement). En moyenne et par tronçon de rue, les duplex sont les plus nombreux sur le territoire montréalais (31 %), suivi des multiplex (25 %), des maisons unifamiliales (24%) et des triplex (20 %) (voir tableau 3.12). La moyenne de logements par tronçon de rue est de 28 logements et le maximum atteint est de 117 logements (voir tableau 3.12). Les hypothèses sur les relations entre l'âge médian des bâtiments, les résidences unifamiliales, les duplex, les triplex et la marge de recul et le DHP sont positives (voir tableau 3.14). Alors que les hypothèses sur les relations entre les multiplex et le nombre de logements et le DHP sont négatives puisque les arbres à proximité d'immeubles à appartements ont un taux de mortalité plus élevé que les arbres à proximité de résidences unifamiliales (voir tableau 3.14) (Heynen & Lindsey, 2003; Nowak et al., 1990). La concentration de population liée à une forte densité résidentielle augmente la pression sur ces derniers (Heynen & Lindsey, 2003), réduit l'espace de plantation (Nesbitt & Meitner, 2016) et affaiblit le sentiment d'appartenance ou de propriété envers les arbres qui motive les gens à les entretenir (Nowak et al., 1990). De plus, les quartiers dont les bâtiments sont récents ou âgés de plus de 50 ans ont tendance à être associés à un couvert végétal plus faible que les quartiers dont les bâtiments sont âgés de 20 à 50 ans (Boone et al., 2010; Grove et al., 2006; Grove et al., 2005; Heynen & Lindsey, 2003; Troy et al., 2007). La variable de l'âge médian des bâtiments est transformée au carré afin de capturer l'effet curvilinéaire sur le DHP.

3.5.2.3 L'utilisation du sol

Quatre types de zonage sont représentés : résidentiel, commercial, mixte (résidentiel et commercial) et industriel. En moyenne et par tronçon de rue, le zonage résidentiel est

le plus répandu (84 %), suivi du zonage mixte (4 %). Les zonages industriel et commercial représentent un très faible pourcentage (0 %) puisque seuls les tronçons de rue avec des bâtiments résidentiels ont été conservés (voir tableau 3.12). L'hypothèse sur la relation entre le zonage résidentiel et le DHP est positive puisque les usages résidentiels réduisent le taux de mortalité (voir tableau 3.14) (Conway & Hackworth, 2007; Lu et al., 2010; Nowak et al., 1996). Cela s'explique par un faible niveau d'activité autour des arbres, ce qui réduit la compaction du sol, et davantage de soins sont apportés par les résidents, ce qui prévient le stress hydrique (Lu et al., 2010; Nowak et al., 2004).

Les hypothèses sur les relations entre les zonages commercial, mixte (commercial et mixte) et industriel sont négatives puisque les usages commerciaux, industriels et les usages en lien avec le transport augmentent le taux de mortalité de façon générale chez la plupart des arbres de rue (voir tableau 3.14) (Nowak et al., 2004).

3.5.3 La population (niveau 3)

Le troisième niveau, représenté par le secteur de recensement, comporte cinq variables en lien avec les caractéristiques de la population soit; la moyenne d'habitants par kilomètre carré, le pourcentage de minorités visibles, le pourcentage de locataires, le revenu médian et le pourcentage de diplômés universitaires.

Tableau 3.13 Description des variables quantitatives au niveau 3

	Variables	Minimum	Maximum	Moyenne	Écart-type
Niveau 3 Secteur de recensement	Minorités visibles (%)	2	66	25	15
	Hab/Km2	550	45 336	9 686	4 772
	Locataires (%)	10	96	68	13
	Revenu médian	15 000	81 000	37 000	8 000
	Diplômés universitaires (%)	3	46	19	8

En 2006, la moyenne d'habitants par kilomètre carré par secteur de recensement est de 9 686 avec des pointes à 45 336 et le revenu médian moyen est de 37 000 \$ et peut aller jusqu'à 81 000 \$. En moyenne et par secteur de recensement, les minorités visibles représentent 25 % de la population, variant de 2 % à 66 %, les diplômés universitaires, 19 %, variant entre 3% et 46 % et les locataires, 68 %, variant de 10 % à 96 % (voir tableau 3.13). Les hypothèses sur les relations entre le revenu médian et le pourcentage de diplômés universitaires et le DHP sont positives puisque les revenus médians élevés des ménages et la population dont les études sont supérieures au secondaire sont associés aux plus hauts taux de canopée (voir tableau 3.14) (Heynen & Lindsey, 2003; Perkins et al., 2004; Szantoi et al., 2012). Les hypothèses sur les relations entre les pourcentages de minorités visibles et de locataires et la moyenne d'habitants par kilomètre carré et le DHP sont négatives puisque les minorités visibles sont associées négativement avec l'indice de canopée (voir tableau 3.14) (Flocks et al., 2011; Landry & Chakraborty, 2009; Luck et al., 2009; Nesbitt & Meitner, 2016; Pham et al., 2013; Szantoi et al., 2012).

Tableau 3.14 Résumé des hypothèses sur les relations entre les variables et le DHP.

	Variables	Type	Relation avec le DHP
Niveau 1 Arbre	DHP (variable dépendante)	Quantitative	--
	Âge	Quantitative	Positif
	Essence	Qualitative	Variable
	Position géographique (rue)	Qualitative	Variable
	Type d'emplacement	Qualitative	Variable
	Absence d'obstacle	Qualitative	Positif
	Présence d'obstacle	Qualitative	Négatif
Niveau 2 Tronçon de rue	Largeur de la rue (m)	Quantitative	Négatif
	Longueur de la rue (m)	Quantitative	Négatif
	Âge médian des bâtiments	Quantitative	Positif
	Unifamiliale (%)	Quantitative	Positif
	Duplex (%)	Quantitative	Positif
	Triplex (%)	Quantitative	Positif
	Multiplex (%)	Quantitative	Négatif
	Résidentiel (%)	Quantitative	Positif
	Commercial (%)	Quantitative	Négatif
	Mixte (%)	Quantitative	Négatif
	Industriel (%)	Quantitative	Négatif
	Nombre de logements	Quantitative	Négatif
	Marge de recul (m)	Quantitative	Positif
Niveau 3 Secteur de recensement	Minorités visibles (%)	Quantitative	Négatif
	Hab/Km2	Quantitative	Négatif
	Locataires (%)	Quantitative	Négatif
	Revenu médian	Quantitative	Positif
	Diplômés universitaires (%)	Quantitative	Positif

3.6 Sommaire

Ce chapitre présentait la méthodologie de cette recherche, c'est-à-dire, les données utilisées, les opérations effectuées ainsi qu'une introduction aux variables sélectionnées sous forme de statistiques univariées et aux analyses qui seront présentées dans les deux chapitres suivants.

CHAPITRE IV

ANOVA : DHP ET LES VARIABLES QUALITATIVES

4.1 Introduction

Dans ce chapitre sont présentés les résultats issus de l'analyse de variance (ANOVA), des tests de Tukey et Duncan ainsi que des boîtes à moustache. Ces analyses permettent d'explorer les données et de vérifier les relations entre la variable dépendante (DHP) et les variables indépendantes qualitatives du niveau 1 (arbre). Ces analyses permettent aussi d'identifier la catégorie de référence pour chacune des variables qualitatives dans l'analyse multiniveau qui sera présentée dans le chapitre V.

4.2 DHP et les variables qualitatives

Afin d'évaluer la relation entre la variable dépendante correspondant au DHP et les quatre variables indépendantes de nature qualitative du niveau 1 (l'essence, la position géographique, l'emplacement ainsi que la présence et le type d'obstacle), quatre analyses ont été réalisées. Les résultats issus de l'analyse de variance (ANOVA), les tests de Tukey et Duncan ainsi que les boîtes à moustache sont présentés ici.

Tableau 4.1 Résumé des analyses de variance (ANOVA) : variance du DHP en fonction des quatre variables qualitatives

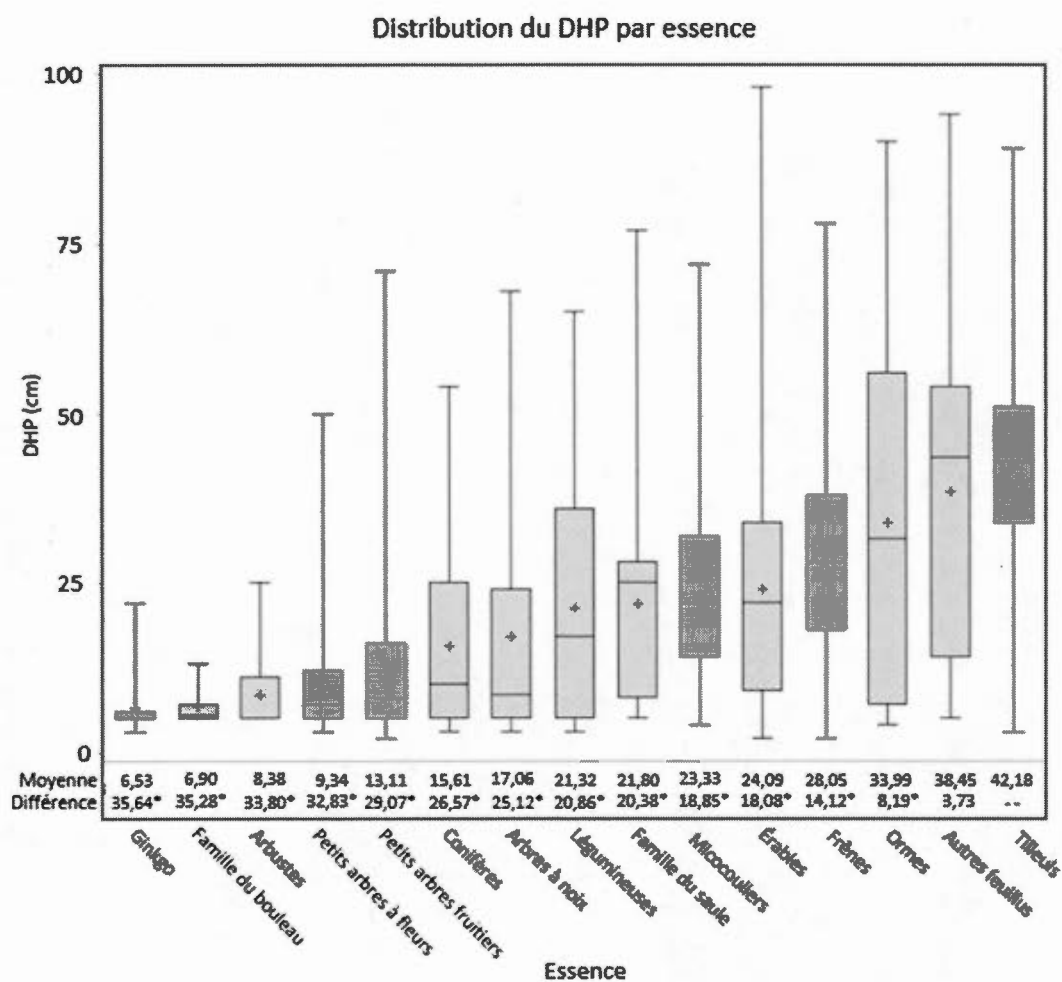
	Essence	Position	Emplacement	Obstacle
F observé	566,75	83,54	493,41	119,96
Valeur de p	<,0001	<,0001	<,0001	<,0001

4.2.1 DHP et les essences

Comme reporté dans le tableau 4.1, la valeur du F observé est 566,75 ($p < ,0001$), ce qui signifie que le DHP varie significativement en fonction de l'essence de l'arbre. Afin d'illustrer ce résultat, des boîtes à moustache ont été réalisées (voir figure 4.1). Les DHP des catégories autres feuillus, érables, légumineuses et ormes sont dispersés alors que les DHP des catégories arbustes, famille du bouleau, ginkgos, petits arbres à fleurs, arbustes et petits arbres fruitiers sont très homogènes. La moyenne du DHP varie aussi d'une essence à l'autre. Les moyennes de DHP les plus élevées s'observent pour les catégories tilleuls et autres feuillus. Comme indiqué à la figure 4.1, les tilleuls (42,18 cm) possèdent une moyenne de DHP supérieure aux autres essences et la catégorie ginkgos (6,53 cm) est l'essence avec la moyenne de DHP la plus faible.

Le regroupement du test de Duncan permet de comparer les moyennes de DHP selon l'essence. Six groupes se forment par leur moyenne de DHP similaire. D'abord, les tilleuls (A=42,18 cm) et les autres feuillus (A=38,45 cm), ensuite les ormes (B=33,69 cm), après les frênes (C=28,05 cm) et les érables (C=24,09 cm), après les micocouliers (D=23,33 cm), la famille du saule (D=21,80 cm) et les légumineuses (D-E=21,32 cm), ensuite, les arbres à noix (F-E=17,06 cm), les conifères (F=15,61 cm) et les petits arbres fruitiers (F-G=13,11 cm) et finalement les petits arbres à fleurs (H-

G=9,34 cm), les arbustes (H=8,38 cm), la famille du bouleau (H=6,90 cm) et les ginkgos (H=6,53 cm).



Comparaisons significatives au niveau 0,05 indiquées par *.

Figure 4.1 Distribution des moyennes de DHP par essence

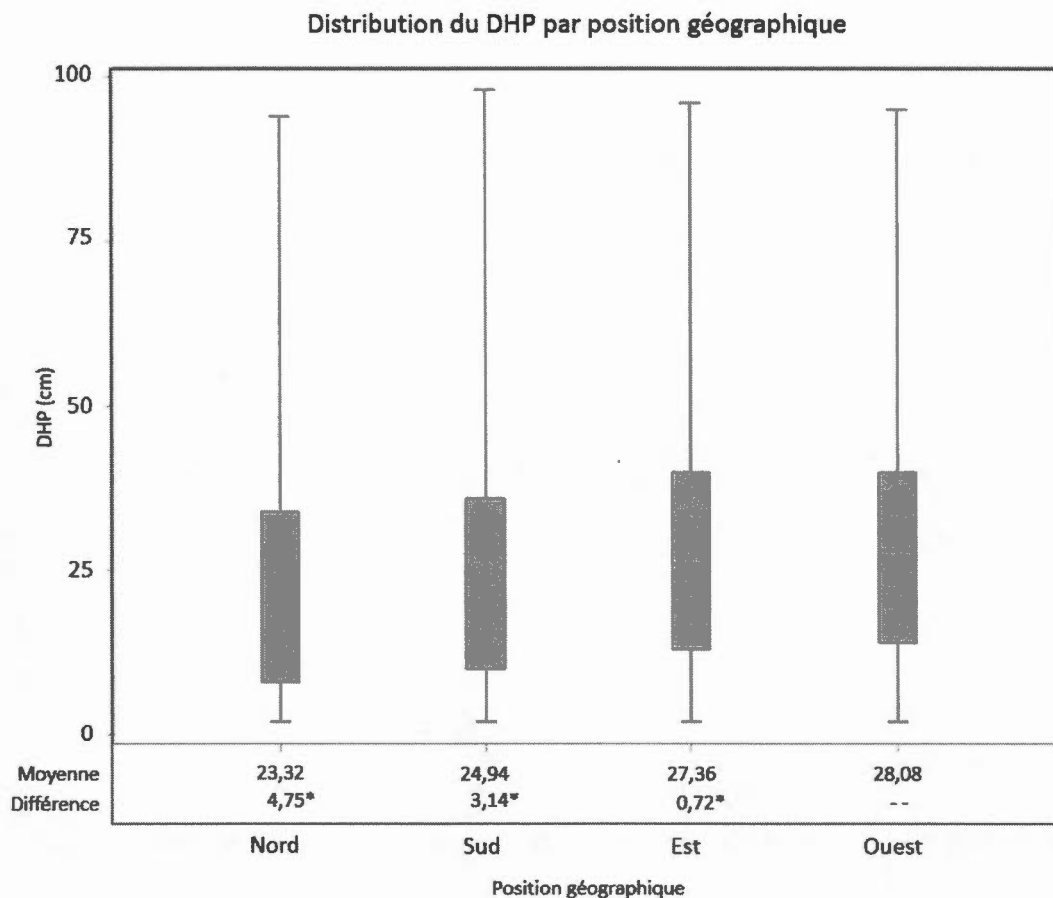
Tableau 4.2 Moyenne du DHP et Regroupement Duncan selon l'essence

Essence	Moyenne	Regroupement
Tilleuls	42,18	A
Autres feuillus	38,45	A
Ormes	33,99	B
Frênes	28,05	C
Érables	24,09	C
Micocouliers	23,33	D
Famille du saule	21,80	D
Légumineuses	21,32	D-E
Arbres à noix	17,06	F-E
Conifères	15,61	F
Petits arbres fruitiers	13,11	F-G
Petits arbres à fleurs	9,34	H-G
Arbustes	8,38	H
Famille du bouleau	6,90	H
Ginkgos	6,53	H

Dans les comparaisons par paires d'essences (test de Tukey), la catégorie tilleuls possède les plus fortes différences positives entre les moyennes de DHP, c'est-à-dire, en moyenne le DHP de cette essence est plus élevé que celui des autres (voir figure 4.1). Les moyennes de DHP issues de la catégorie tilleuls se différencient significativement et positivement avec toutes les classes d'essence (sauf pour la catégorie autres feuillus qui n'est pas significative). La moyenne de DHP varie entre 8,19 cm en comparaison avec la catégorie ormes et 35,64 cm en comparaison avec la catégorie ginkgos (voir figure 4.1). Donc, pour la régression multiple, la catégorie tilleuls sera la variable de référence puisqu'elle possède la plus grande moyenne de DHP.

4.2.2 DHP et les positions géographiques

Comme cela est présenté dans le tableau 4.1, la valeur du F observé est 83,54 ($p < ,0001$). Les variances des moyennes du DHP des quatre orientations (nord, sud, est et ouest) des arbres sont comparables et la différence des moyennes du DHP est significative. Ce qui est démontré graphiquement à l'aide des boîtes à moustache (figure 4.2).



Comparaisons significatives au niveau 0,05 indiquées par *.

Figure 4.2 Distribution des moyennes de DHP par position géographique

Le test Duncan confirme les résultats ci-dessus en indiquant l'ordre décroissant des moyennes de DHP des arbres selon la position géographique. Les arbres plantés du côté ouest de la rue (28,08 cm) possèdent une moyenne de DHP supérieure aux arbres plantés des autres côtés de la rue. À l'autre extrémité, les arbres plantés du côté nord de la rue (23,32 cm) possèdent une moyenne de DHP inférieure aux arbres plantés des autres côtés de la rue (voir figure 4.2). Le regroupement du test de Duncan permet de comparer les moyennes de DHP selon l'orientation géographique. Les moyennes des

catégories ouest (A=28,08 cm) et est (A=27,36 cm) sont similaires et les moyennes des catégories sud (24,94 cm) et nord (23,32 cm) sont différentes (voir tableau 4.3).

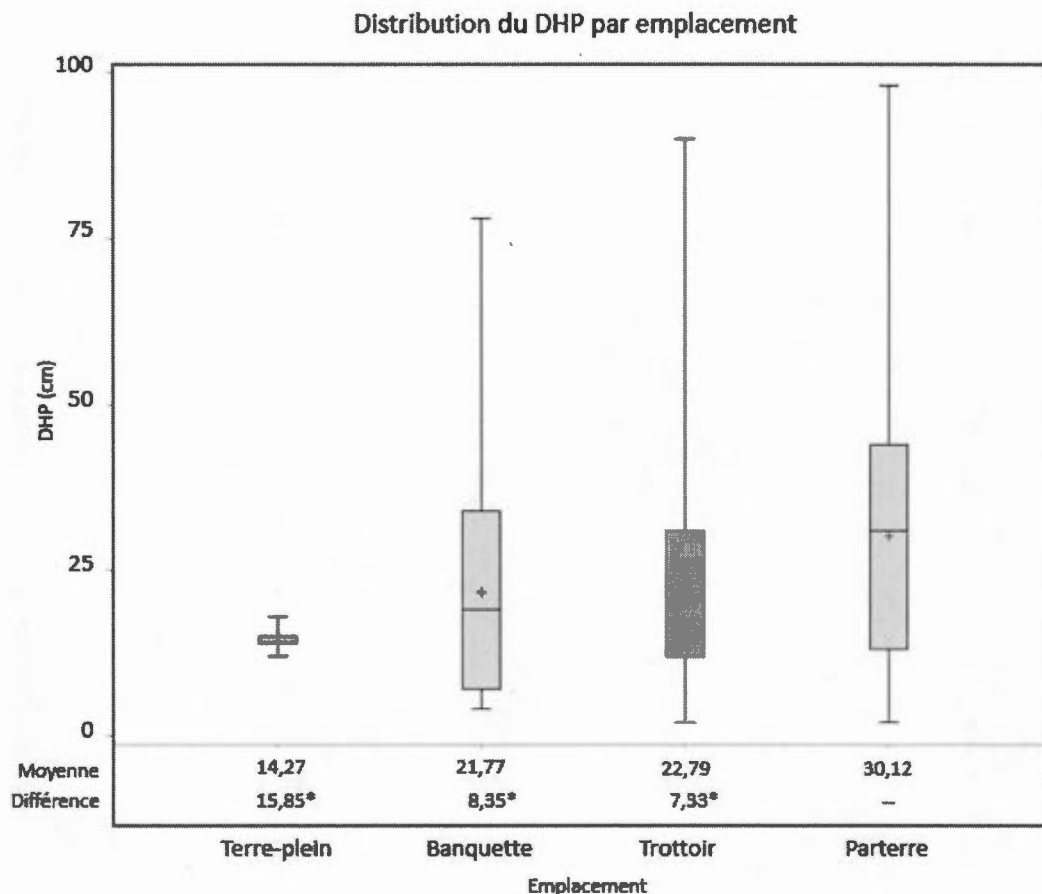
Tableau 4.3 Moyenne du DHP et Regroupement Duncan selon la position géographique

Orientation	Moyenne	Regroupement
Ouest	28,08	A
Est	27,36	A
Sud	24,94	B
Nord	23,32	C

Selon le test de Tukey, la différence entre les moyennes de DHP des arbres du côté ouest se différencie significativement et positivement des côtés nord (4,73 cm), sud (3,22 cm) et est (0,69 cm). Donc, pour la régression multiple, la catégorie côté ouest sera la variable de référence puisqu'elle possède la plus grande moyenne de DHP.

4.2.3 DHP et les types d'emplacement

Pour les types d'emplacement, la valeur du F obtenu est de 393,41 ($p < 0,0001$) (voir tableau 4.1). Les variances des moyennes du DHP des quatre types d'emplacement (terre-plein, banquette, trottoir et parterre) des arbres sont très différentes. La différence de DHP entre les quatre types d'emplacement des arbres est statistiquement significative. Ce qui est démontré graphiquement par les boîtes à moustache qui varient grandement pour chaque type d'emplacement (voir figure 4.3). Les moyennes de DHP pour les catégories banquette, parterre et trottoir sont dispersées alors que la catégorie terre-plein est très homogène.



Comparaisons significatives au niveau 0,05 indiquées par *.

Figure 4.3 Distribution des moyennes de DHP par type d'emplacement.

En ce sens, le test Duncan appuie les résultats ci-dessus en indiquant l'ordre décroissant des moyennes de DHP des arbres selon le type d'emplacement. Comme cela est indiqué, les arbres plantés dans un parterre (30,12 cm) possèdent une moyenne de DHP supérieure aux arbres plantés dans tout autre type d'emplacements (voir tableau 4.4). Le regroupement du test de Duncan permet de comparer les moyennes de DHP selon le type d'emplacement. Lorsque les lettres se répètent, les moyennes sont similaires. C'est le cas pour les catégories trottoir (A-B=22,79 cm) et banquette (A-B=21,77 cm). Toutefois, les catégories parterre (A=30,12 cm) et terre-plein (B-C=14,27 cm) possèdent des moyennes de DHP très différentes (voir tableau 4.4).

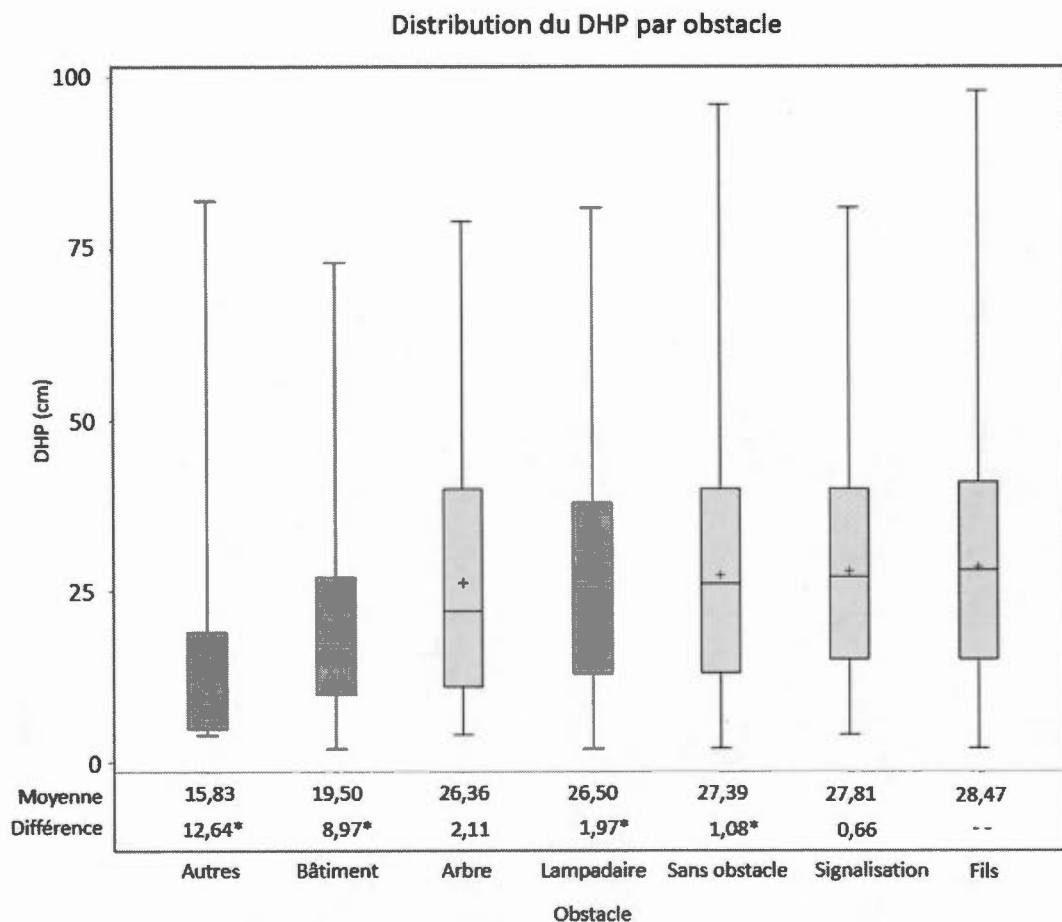
Tableau 4.4 Moyenne du DHP et Regroupement Duncan selon le type d'emplacement

Emplacement	Moyenne	Regroupement
Parterre	30,12	A
Trottoir	22,79	A-B
Banquette	21,77	A-B
Terre-plein	14,27	B-C

Selon le test de Tukey, la catégorie parterre possédant les plus fortes différences positives entre les moyennes de DHP (voir figure 4.3). Les moyennes de DHP de la catégorie parterre se différencient significativement et positivement des catégories banquette (8,35 cm) et trottoir (7,33 cm) et encore plus de la catégorie terre-plein (15,85 cm). Donc, pour la régression multiple, la catégorie parterre sera la variable de référence puisqu'elle possède la plus grande moyenne de DHP.

4.2.4 DHP et les types d'obstacle

Comme cela est présenté dans le tableau 4.1, la valeur du F observé est 119,56 ($<0,0001$). Les variances des moyennes du DHP des six types d'obstacle (autres types d'obstacle, bâtiment, arbre, lampadaire, signalisation et fils) et sans obstacle des arbres sont différentes. La différence de DHP des arbres entre les types d'obstacle est significative. Cet écart est démontré graphiquement par les boîtes à moustache qui varient pour chaque type d'obstacle (voir figure 4.4). Les moyennes de DHP des arbres sans obstacle et ayant pour obstacle un arbre, un fil, un lampadaire et de la signalisation sont dispersées alors que les moyennes de DHP des arbres ayant pour obstacles un bâtiment et un autre type d'obstacle sont homogènes.



Comparaisons significatives au niveau 0,05 indiquées par *.

Figure 4.4 Distribution des moyennes de DHP par type d'obstacle.

En ce sens, le test Duncan appuie les résultats ci-dessus en indiquant l'ordre décroissant des moyennes de DHP des arbres selon le type d'obstacle. Comme cela est indiqué, les arbres qui ont pour obstacle la présence de fils (28,47 cm) possèdent une moyenne de DHP supérieure comparativement aux arbres qui sont en présence de tout autre obstacle ou même sans obstacle (voir tableau 4.5). Le regroupement du test de Duncan permet de comparer les moyennes de DHP selon le type d'obstacle. Lorsque les lettres se chevauchent, les moyennes sont similaires. Ainsi, les catégories fils ($A=28,44$ cm), signalisation ($A=27,78$ cm), sans obstacle ($A=27,32$ cm), lampadaire ($A=26,50$ cm) et

arbres (A=26,36 cm) ont des moyennes de DHP similaires. Alors que les moyennes de DHP des catégories bâtiments (B=19,50 cm) et autres obstacles (C=15,83 cm) sont différentes.

Tableau 4.5 Moyenne du DHP et Regroupement Duncan selon le type d'obstacle

Obstacle	Moyenne	Regroupement
Fils	28,44	A
Signalisation	27,78	A
Sans obstacle	27,32	A
Lampadaire	26,50	A
Arbre	26,36	A
Bâtiments	19,50	B
Autre	15,83	C

Le test de Tukey indique que la catégorie fils possède les plus fortes différences positives entre les moyennes de DHP des arbres (voir figure 4.4). Les moyennes de DHP des arbres ayant pour obstacle la présence de fils se différencient significativement et positivement de la présence d'autres obstacles (12,64 cm), de la catégorie bâtiment (8,97 cm), de la catégorie lampadaire (1,97 cm) et de l'absence d'obstacle (1,08 cm). Donc, pour la régression multiple, la catégorie fils sera la variable de référence puisqu'elle possède la plus grande moyenne de DHP.

4.3 Sommaire

Ce chapitre présentait les résultats issus des quatre tests utilisés pour déterminer les relations entre la variable dépendante (DHP) et les variables indépendantes qualitatives du niveau 1, c'est-à-dire, l'analyse de variance (ANOVA), les tests de Tukey et Duncan ainsi que les boîtes à moustache. Les résultats ont permis d'identifier les quatre catégories de référence pour l'analyse multiniveau qui sera présentée au chapitre suivant soit, les tilleuls (essence), le côté ouest (position géographique), le parterre (type d'emplacement) et les fils (types d'obstacle).

CHAPITRE V

ANALYSES MULTINIVEAU

5.1 Introduction

Ce chapitre présente les résultats issus des modèles d'analyse multiniveau tel qu'expliqué dans le chapitre consacré à la méthodologie. L'analyse multiniveau permet de mesurer les effets des variables sur le DHP des arbres à trois niveaux différents, c'est-à-dire, l'arbre, le tronçon de rue et le secteur de recensement en interprétant les coefficients et la variance expliquée des variables à chaque niveau. Ces résultats permettront ultimement de répondre aux questions émises par cette recherche, à savoir quel est le degré de contribution de chacune des variables dans la mesure du DHP des arbres.

5.2 Les modèles multiniveaux

Le VIF a été préalablement calculé afin d'éviter une multicollinéarité excessive entre les variables indépendantes. Les résultats varient entre 1,00 et 4,05 donc il n'y a pas de multicollinéarité excessive présente dans le modèle sauf toutefois pour la variable âge médian des bâtiments qui possède un VIF supérieur à 5 (15,27) (voir tableau 5.1). Cependant, cela est dû à l'introduction de la même variable mise au carré pour vérifier l'existence d'un effet curvilinéaire.

Tableau 5.1 Résultat des calculs du facteur d'influence de la variance (VIF).

Effets	VIF	Effets	VIF	Effets	VIF
Niveau 1		Niveau 2		Niveau 3	
Arbre		Tronçon de rue		Secteur de recensement	
DHP (indépendante)	0	Largeur de la rue	1,13	Minorités visibles (%)	2,19
Âge	1,41	Longueur de la rue	3,86	Habitants au km ²	1,83
Arbres à noix *	1,20	Âge médian des bâtiments	15,32	Locataire (%)	4,04
Arbustes	1,03	Âge médian des bâtiments²	15,84	Revenu médian (1000 \$)	3,57
Autres feuillus	1,04	Duplex (%)	1,66	Diplôme universitaire (%)	2,26
Conifères	1,02	Triplex (%)	1,48		
Érables	2,81	Multiplex (%)	1,92		
Famille du bouleau	1,01	Unifamiliale (%)	0		
Famille du saule	1,10	Résidentiel (%)	1,73		
Frênes	2,63	Mixte (%)	1,66		
Ginkgos	1,09	Commercial (%)	1,02		
Légumineuses	1,53	Industriel (%)	1,09		
Micocouliers	1,27	Nombre de logements	4,05		
Ormes	1,19	Marge de recul	1,49		
Petits arbres à fleurs	1,29				
Petits arbres fruitiers	1,38				
Est **	1,23				
Nord	1,54				
Sud	1,53				
Trottoir ***	1,99				
Banquette	1,17				
Terre-plein	1,01				
Lampadaire ****	1,21				
Bâtiment	1,25				
Signalisation	1,05				
Arbre	1,03				
Autre	1,12				
Sans obstacle	1,39				

Les variables marquées en gras ne sont pas significatives, au seuil de 0,05.

L'analyse multiniveau repose sur l'estimation des coefficients de plusieurs variables indépendantes à différents niveaux, dans ce cas-ci trois niveaux, qui correspondent à

quatre modèles. Dans chaque modèle, la variable dépendante est le DHP des arbres et certaines variables (notamment la constante de régression) varient de façon aléatoire à travers les arbres, les tronçons de rue et les secteurs de recensement. Le modèle 0 ou le modèle vide, ne contient aucune variable indépendante, seulement que la constante. Dans le modèle 1, les caractéristiques biologiques et physiques de l'arbre sont introduites (niveau 1). Le modèle 1 a donc un seul niveau de variables : celui de l'arbre. Dans le modèle 2, les caractéristiques des tronçons de rue (niveau 2) sont ajoutées. Le modèle 2 a donc deux niveaux de variables : celui de l'arbre et celui du tronçon de rue. Enfin, les caractéristiques de la population (niveau 3) sont ajoutées dans le modèle 3. Le modèle 3 a donc trois niveaux : celui de l'arbre, celui du tronçon de rue et celui du secteur de recensement.

Tableau 5.2 Résultats issus de l'analyse multiniveau.

		Modèle 0		Modèle 1		Modèle 2		Modèle 3	
		Estimé	Valeur t	Estimé	Valeur t	Estimé	Valeur t	Estimé	Valeur t
Niveau 1	Effets fixes								
	Constante (DHP)	24,96	45,66	10,26	40,78	4881,99	0,23	6329,17	0,30
	Âge			0,95	285,34	0,95	285,02	0,95	285,30
	Arbres à noix *			-4,42	-12,16	-4,45	-12,27	-4,47	-12,33
	Arbustes			-3,12	-3,32	-3,02	-3,22	-3,09	-3,30
	Autres feuillus			3,23	4,64	3,22	4,63	3,17	4,56
	Conifères			-10,98	-11,52	-11,03	-11,58	-11,05	-11,61
	Érables			-1,66	-9,52	-1,65	-9,49	-1,66	-9,53
	Famille du bouleau			-6,17	-3,07	-6,19	-3,08	-6,21	-3,09
	Famille du saule			1,39	1,10	1,21	0,96	1,23	0,98
	Frênes			-6,79	-40,02	-6,78	-40,06	-6,77	-40,04
	Ginkgos			-5,73	-9,65	-5,73	-9,65	-5,75	-9,70
	Légumineuses			-3,61	-14,98	-3,61	-15,01	-3,63	-15,10
	Micocouliers			-2,03	-6,15	-2,01	-6,10	-2,02	-6,13
	Ormes			4,33	12,91	4,41	13,16	4,38	13,10
	Petits arbres à fleurs			-5,66	-18,21	-5,60	-18,04	-5,62	-18,10
	Petits arbres fruitiers			-5,58	-20,26	-5,58	-20,28	-5,59	-20,33
	Est **			0,22	2,57	0,22	2,54	0,23	2,58
	Nord			-0,51	-2,55	-0,39	-1,64	-0,40	-1,70
	Sud			-0,67	-3,34	-0,56	-2,35	-0,58	-2,45
	Trottoir ***			-2,14	-11,64	-1,88	-9,63	-1,82	-9,13
	Banquette			-2,28	-6,25	-2,17	-5,92	-2,12	-5,71
	Terre-plein			0,76	0,28	1,09	0,40	0,84	0,31
	Lampadaire ****			-0,24	-1,41	-0,19	-1,12	-0,20	-1,20
	Bâtiment			-0,57	-2,69	-0,42	-1,95	-0,42	-1,95
	Signalisation			-1,02	-3,49	-0,99	-3,39	-1,00	-3,43
	Arbre			-0,81	-2,20	-0,80	-2,19	-0,80	-2,17
	Sans obstacle			0,39	4,05	0,42	4,26	0,41	4,21
	Autre			0,38	1,48	0,45	1,71	0,44	1,70
Niveau 2	Largeur de la rue					-0,01	-0,37	-0,02	-0,58
	Longueur de la rue					-0,00	-0,86	0,00	-0,81
	Âge médian des bâtiments					0,00	0,41	0,02	1,31
	Âge médian des bâtiments ²					0,00	-0,10	-0,00	-0,88
	Duplex (%)					-48,74	-0,23	-63,21	-0,30
	Triplex (%)					-48,73	-0,23	-63,20	-0,30
	Multiplex (%)					-48,74	-0,23	-63,21	-0,30
	Unifamiliale (%)					-49,73	-0,23	-63,20	-0,30
	Mixte (%)					-0,02	-2,15	-0,02	3,20
	Résidentiel (%)					0,01	3,57	0,01	-2,35
	Commercial (%)					0,00	0,07	0,00	0,08
	Industriel (%)					0,00	0,11	0,00	0,06
	Nombre de logements					0,00	-0,11	0,00	0,08
	Marge de recul					0,10	2,62	0,08	2,04
Niveau 3	Minorité visible (%)							0,02	1,63
	Habitants au km ²							-0,00	-1,93
	Locataire (%)							-0,02	-1,32
	Revenu médian							0,01	0,40
	Diplôme universitaire (%)							0,05	2,66
	Effets aléatoires								
	Constante (Niveau 3)	42,78	7,13	1,88	5,05	1,60	4,65	1,27	4,22
	Constante (Niveau 2)	97,46	25,22	9,91	21,48	9,53	21,15	9,53	21,20
	Résidus (Niveau 1)	162,29	115,76	37,53	116,07	37,54	116,06	37,53	116,08
	ICC (niveau 3)		0,14						
	ICC (niveau 2)		0,32						
AIC		236 263		192 005		191 967		191 955	

*La variable de référence est tilleuls, ** La variable de référence est ouest, *** La variable de référence est parterre, **** La variable de référence est fils. Les valeurs marquées en gras ne sont pas significatives au seuil de 0,05.

5.2.1 Modèle 0 (modèle vide)

Bressoux compare le modèle vide « à une anova avec effets aléatoires » et permet d'estimer la répartition de la variance du phénomène sur les différents niveaux qui structurent les données (Bressoux, 2010). Dans ce modèle, aucune variable explicative n'est intégrée au modèle vide.

Dans ce modèle, un seul effet fixe est rapporté pour la constante. La constante du modèle 0 est 24,96 et est significative avec $p < ,0001$ (voir tableau 5.2). De tous les modèles, c'est la valeur significative la plus élevée de la constante. Quant aux ICC, celui au niveau 2 est 0,32 et celui au niveau 3 est 0,14. Le potentiel d'explication de la variance du DHP par les caractéristiques de la rue est donc de 32% et de 14% par les caractéristiques de la population. Les caractéristiques biologiques et physiques des arbres expliquent donc 54% de la variance du DHP des arbres.

5.2.2 Les effets biologiques et physiques (Modèle 1)

Le modèle 1 correspond au niveau 1 de l'analyse, c'est-à-dire à l'introduction des variables relatives aux caractéristiques biologiques et physiques de l'arbre. Concrètement, cela permet de vérifier si les caractéristiques biologiques et physiques ont un effet sur le DHP des arbres. L'AIC du modèle 1 est 192 005 qui est grandement réduit par rapport à celui du modèle 0 (236 263) (voir tableau 5.2). L'ajout de variables du niveau 1 relatives aux caractéristiques biologiques et physiques de l'arbre fait diminuer la valeur de l'AIC ce qui signifie que le modèle est plus adéquat.

En ce qui concerne les effets fixes du niveau 1 (l'arbre), la constante du modèle 1 (coefficient de 10,26 avec $p < ,0001$) a grandement diminué par rapport au modèle vide (coefficient de 24,96 avec $p < ,0001$). Comme attendu, l'âge a un effet significatif et positif sur le DHP (coefficient de 0,95 avec $p < ,0001$).

L'essence a, de façon générale, un effet significatif sur le DHP à l'exception de la catégorie « famille du saule ». L'effet de l'essence sur le DHP varie pour chacune des espèces, tant sur l'ampleur que sur la direction de leur effet (négativement ou positivement). Toutes les essences ayant un effet significatif sur le DHP ont un DHP plus petit (effet négatif) que les tilleuls qui est la variable de référence. Toutes les essences mises à part celles qui correspondent aux catégories « autres feuillus » (coefficient de 3,23 avec $p \leq 0,0001$) et ormes (coefficient de 4,33 avec $p \leq 0,0001$) qui ont un effet positif. Par exemple, en comparaison aux tilleuls, les ormes (coefficient de 4,33 avec $p \leq 0,0001$) ont un plus grand DHP et les micocouliers (coefficient de -2,03 avec $p \leq 0,0001$), un plus petit.

Pour ce qui est de la position géographique des arbres, en comparaison au côté ouest qui est la catégorie de référence, le côté est (coefficient de 0,22 avec $p = 0,01$) de la rue a un effet positif et significatif sur le DHP et les côtés nord (coefficient de -0,51 avec $p = 0,01$) et sud (coefficient de -0,67 avec $p = 0,0008$) ont un effet négatif.

Quant à l'emplacement des arbres, le trottoir (coefficient de -2,14 avec $p \leq 0,0001$), la banquette (coefficient de -2,28 avec $p \leq 0,0001$) ont un effet négatif et significatif sur le DHP des arbres comparativement au parterre (catégorie de référence). La catégorie terre-plein n'est pas significative.

Concernant la présence d'obstacles, celle-ci a un effet négatif et significatif dans le cas du bâtiment (coefficient de -0,57 avec $p = 0,01$), de la signalisation (coefficient de -1,02 avec $p = 0,001$) et de l'arbre (coefficient de -0,81 avec $p = 0,03$) et l'absence d'obstacle a un effet positif et significatif comparativement à la catégorie fils qui est la catégorie de référence. Les catégories lampadaire et autres obstacles ne sont pas significatives.

En ce qui concerne les effets aléatoires, la variance du DHP aux niveaux 1, 2 et 3 a été grandement réduite par l'introduction des variables explicatives relatives aux

caractéristiques biologiques et physiques des arbres. La part de variance des résidus (niveau 1) vaut 37,53 alors qu'elle s'élevait à 162,29 dans le modèle vide, soit une réduction de 76,88%. L'ajout des variables biologiques et physiques niveau 1 (de l'arbre) permet d'expliquer donc 76,88% de la variance au niveau 1. La part de variance de la constante au niveau 2 vaut 9,91 alors qu'elle s'élevait à 97,46 dans le modèle vide, soit une réduction de 89,83%. Le modèle 1 explique donc 89,83% de la variance au niveau 2. La part de variance de la constante au niveau 3 vaut 1,88 alors qu'elle s'élevait à 42,78 dans le modèle vide, soit une réduction de 40,90. Le modèle 1 explique donc 40,90% de la variance au niveau 3. L'ajout des variables biologiques et physiques contribue grandement à expliquer la variance du DHP aux niveaux 2 (tronçon de rue) et 3 (secteur de recensement).

5.2.3 Les effets liés à la forme urbaine (Modèle 2)

Le modèle 2 correspond au niveau 2 de l'analyse, c'est-à-dire, le tronçon de rue. Dans ce modèle, les variables explicatives relatives aux caractéristiques des tronçons de rue sont intégrées. Ce deuxième niveau est ajouté au modèle afin de déterminer si les caractéristiques des tronçons de rue ont un effet sur le DHP des arbres, une fois les caractéristiques de l'arbre contrôlées. La valeur de l'AIC du modèle 2 est 191 967 (voir tableau 5.2). L'ajout des variables au niveau 2, relatives aux caractéristiques des tronçons de rue, fait diminuer sensiblement la valeur de l'AIC comparativement au modèle 1 (192 005).

Dans ce modèle et comparativement au modèle 1, le coefficient relatif aux années de plantation demeure le même (coefficient de 0,95 avec $p \leq 0,0001$). Le coefficient relatif à la constante n'est plus significatif dans le modèle 2. De plus, les coefficients relatifs aux essences, à l'orientation, à l'emplacement et à la présence d'obstacle demeurent

sensiblement les mêmes sauf pour trois variables; trottoir, banquette (type d'emplacement) et bâtiment (type d'obstacle).

La catégorie trottoir du modèle 2 (coefficient de -1,88 avec $p \leq 0,0001$) a certes toujours un effet négatif et significatif sur le DHP, mais qui est plus faible que celui observé pour le modèle 1 (coefficient de -2,14 avec $p \leq 0,0001$) (comparativement au parterre qui est la variable de référence). La variable banquette du modèle 2 (coefficient de -2,17 avec $p \leq 0,0001$) a un effet négatif et significatif sur le DHP des arbres, ce qui est un peu plus faible que dans le modèle 1 (coefficient de -2,28 avec $p \leq 0,0001$) (comparativement à la catégorie parterre qui est la variable de référence). La modalité bâtiment du type d'obstacle du modèle 2 (coefficient de -0,42 avec $p \leq 0,0001$) a également un effet négatif et significatif sur le DHP, mais plus faible que celui observé pour le modèle 1 (coefficient de -0,57 avec $p \leq 0,0001$) (comparativement à la catégorie fils qui est la variable de référence).

En ce qui concerne les effets fixes du niveau 2 (les tronçons de rue), le zonage mixte (résidentiel et commercial) du tronçon de rue a un effet négatif et significatif sur le DHP des arbres (coefficient de -0,02 avec $p = 0,03$). Le zonage résidentiel (coefficient de 0,01 avec $p = 0,0004$) et la marge de recul entre la rue et le bâtiment (coefficient de 0,10 avec $p = 0,01$) ont un effet positif et significatif, mais limité sur le DHP. Les autres variables relatives aux caractéristiques du tronçon de rue (largeur et longueur de la rue, l'âge médian des bâtiments, les types de bâtiment, le zonage commercial et le zonage industriel et le nombre de logements) ne sont pas significatives.

Finalement, en ce qui concerne les effets aléatoires, la part de variance des résidus (niveau 1) demeure la même soit, 37,54. Les caractéristiques des tronçons de rue de contribuent donc pas à expliquer la variance du DHP au niveau 1. La part de variance de la constante au niveau 2 vaut 9,53 alors qu'elle s'élevait à 9,91 dans le modèle vide, soit une réduction de 0,38. Les caractéristiques des tronçons de rue expliquent donc

0,38% de la variance au niveau 2. La part de variance de la constante au niveau 3 vaut 1,60 alors qu'elle s'élevait à 1,88 dans le modèle 0, soit une réduction de 0,28. Les caractéristiques des tronçons de rue expliquent donc 0,28% de la variance restante au niveau du secteur de recensement. En somme, l'introduction des variables correspondant aux caractéristiques des tronçons de rue modifie très peu la variance du DHP expliquée.

5.2.4 Les effets socio-économiques (Modèle 3)

Le modèle 3 comprend trois niveaux, soit l'arbre, le tronçon de rue et le secteur de recensement. Dans ce modèle, les variables explicatives relatives aux caractéristiques de la population sont intégrées. Ce troisième niveau est ajouté au modèle afin de déterminer si les variables socio-économiques de la population ont un effet sur le DHP des arbres, une fois les caractéristiques de l'arbre et de la rue contrôlées. La valeur de l'AIC du modèle 3 est 191 955 (voir tableau 5.2). L'ajout de variables du niveau 3 relatives aux caractéristiques de la population fait diminuer sensiblement la valeur de l'AIC comparativement au modèle 2 (191 967).

Dans le modèle 3, et comparativement au modèle 2, les coefficients relatifs aux caractéristiques biologiques et physiques de l'arbre ainsi que les caractéristiques de la rue demeurent sensiblement les mêmes. Aussi, le coefficient relatif à la constante n'est plus significatif dans le modèle 3. Ici, l'attention est portée sur les effets fixes des variables relatives aux caractéristiques de la population. Au niveau 3, une variable est significative, soit le pourcentage de diplômés universitaires. Le pourcentage de diplômés universitaires (coefficient de 0,05 avec $p=0,01$) a un effet positif et significatif cependant limité sur le DHP des arbres. Quant aux quatre autres variables retenues, les pourcentages de minorités visibles, de locataires, le revenu médian et le nombre d'habitants par kilomètre carré, elles ne sont pas significatives.

Finalement, quant aux effets aléatoires, la part de variance des résidus au niveau 1 (arbre) et de la constante au niveau 2 (tronçon de rue) demeure la même soit, 37,53 et 9,53, respectivement. La part de variance de la constante au niveau du secteur de recensement vaut 1,27 alors qu'elle s'élevait à 1,60 dans le modèle 2, soit une réduction de 0,33. Le modèle 3 explique donc 0,33% de la variance restante au niveau 3. En somme, l'introduction des variables correspondant aux caractéristiques de la population modifie très peu la variance du DHP expliquée.

En résumé, l'évolution de l'AIC ($M_0=236\,263$, $M_1=192\,005$, $M_2=191\,967$ et $M_3=191\,955$) à travers les quatre modèles permet de constater que l'introduction des variables biologiques et physiques de l'arbre est très importante dans le modèle et contribue grandement à expliquer la variance du DHP des arbres à tous les niveaux. Ce qui est d'ailleurs appuyé par les variances des résidus et de la constante aux niveaux 2 et 3 qui sont très peu modifiées par l'addition des modèles 3 et 4 correspondant aux caractéristiques des tronçons de rue et de la population. En somme, les modèles 2 et 3 n'améliorent pas l'explication de la variance comparativement au modèle 1. Ce qui est également démontré par l'ICC qui estime à 54% de la variance du DHP (ICC au niveau 2 = 14% et ICC au niveau 3 = 32%), le pouvoir explicatif des variables correspondant aux caractéristiques biologiques et physiques des arbres. Concernant les variables correspondant aux caractéristiques des tronçons de rue, elles contribuent légèrement à expliquer la variance du DHP des arbres aux niveaux 2 et 3 (tronçon de rue et secteur de recensement). Quant aux variables correspondant aux caractéristiques de la population, elles aident à expliquer la variance du DHP des arbres au niveau 3 seulement (secteur de recensement), mais très légèrement.

Puisque les effets aléatoires sont tous significatifs (voir tableau 5.2), cela suggère que les variables biophysiques (essence, position géographique, type d'emplacements et type d'obstacles) varient d'un tronçon de rue à l'autre mais également d'un secteur de recensement à l'autre.

5.3 Sommaire

Ce chapitre présentait les résultats issus du modèle d'analyse multiniveaux, c'est-à-dire, les relations existantes entre la variable dépendante, le DHP des arbres et les variables indépendantes associées à l'arbre, au tronçon de rue et à la population. Dans le chapitre suivant, les résultats présentés dans ce chapitre seront mis en relation avec la revue de littérature sous forme de discussions.

CHAPITRE VI

DISCUSSION

6.1 Introduction

Ce chapitre présente la discussion en lien avec les questions de recherche et les résultats issus de l'analyse multiniveau présentés au chapitre précédent. En ce sens, les modèles multiniveaux utilisés sont des modèles plus robustes puisqu'il est possible de faire l'examen de l'effet des variables selon l'échelle spatiale appropriée et par le fait même, à une échelle plus fine pour les facteurs biologiques et physiques. Ils permettent également de quantifier le pouvoir explicatif de chaque niveau. Finalement, les effets aléatoires permettent à la constante des modèles de varier au sein des secteurs de recensement et d'obtenir des résultats plus robustes.

6.2 La variance de DHP à chacun des niveaux

À l'issue de l'analyse multiniveau, le potentiel d'explication de la variance du DHP, par les variables du niveau des rues est de 32%, par les variables au niveau des secteurs de recensement est de 14%. Potentiellement, la proportion de la variance du DHP au niveau des arbres expliquée par les caractéristiques biologiques et physiques des arbres est de 54%. Cela suggère que les variables caractérisant l'arbre et son lieu de plantation sont les plus importantes, suivies par les variables caractérisant la rue et le quartier autour de l'arbre. Une autre façon d'examiner le pouvoir explicatif de chaque niveau de variables est de regarder la variance de la constante. En ce sens, l'ajout des variables biologiques et physiques au niveau 1 contribue à expliquer la variance de DHP au

niveau 1 (arbre) à 76,88%, à 89,93% au niveau 2 (tronçon de rue) et à 42,78% au niveau 3 (secteur de recensement). De plus, les variables correspondant aux caractéristiques des tronçons de rue contribuent légèrement à expliquer la variance du DHP des arbres aux niveaux 2 et 3 (tronçon de rue et secteur de recensement). Quant aux variables correspondant aux caractéristiques de la population, elles contribuent à expliquer très légèrement la variance du DHP des arbres au niveau 3 seulement (secteur de recensement). Ces potentiels d'explication de la variance (biologiques et physiques > forme urbaine > socio-économique) sont en phase avec plusieurs auteurs qui privilégient les facteurs biophysiques (Nowak et al., 1996; Sanders, 1986) et les facteurs liés à la forme urbaine (Bigsby et al., 2013; Nowak et al., 1996; Pham et al., 2017; Sanders, 1986) aux facteurs socio-économiques sans toutefois réfuter complètement l'apport explicatif de ces derniers en terme de niveau d'urbanisation (Bigsby et al., 2013). Pour sa part, Luck (2009) affirme que les variables socio-économiques ou combinées avec les variables biophysiques sont des facteurs qui expliquent davantage la présence du couvert végétal que les facteurs biophysiques isolés (Luck et al., 2009). Durant les dernières années, les études démontrant l'impact des facteurs socio-économiques sur la végétation urbaine par les chercheurs en sciences sociales furent nombreuses (Grove et al., 2006; Hope et al., 2003; Iverson & Cook, 2000; Lowry et al., 2012; Martin et al., 2004; Troy et al., 2007). Bien que selon le statut socio-économique, comme cela a été démontré par les théories de stratification sociale et d'écologie du prestige, en regard à des zones favorisées financièrement, les individus aient l'opportunité de modifier leur environnement immédiat, voire augmenter la présence de végétation (Iverson & Cook, 2000; Martin et al., 2004), il n'en demeure pas moins qu'à la base, l'espace de plantation (lié à la forme urbaine) doit être disponible et disposé (conditions physiques favorables) à accueillir l'arbre afin de lui permettre de croître dans le meilleur environnement possible (Bigsby et al., 2013).

6.3 L'effet des variables sur le DHP

Les effets des variables sont ici discutés selon les trois différents niveaux; le niveau 1 (arbre), le niveau 2 (tronçon de rue) et le niveau 3 (secteur de recensement).

6.3.1 Les effets biologiques et physiques (au niveau des arbres)

Les résultats de l'analyse multiniveau démontrent une très forte relation entre les variables biologiques; le DHP, l'âge et l'essence des arbres puisque l'arbre croît au fil des ans selon son espèce (Stoffberg et al., 2008). Les premières années suivant la plantation, en lien avec le DHP et l'âge, sont cruciales pour la survie de l'arbre. Plusieurs études ont démontré que les arbres nouvellement plantés contrairement aux arbres matures survivent moins bien aux blessures qui leur sont infligées (dommages mécaniques et vandalisme) (voir figures 6.1 et 6.2), à des conditions de site pauvres (espace limité, compaction du sol, stress hydrique...) et au stress relié à un entretien inadéquat (Pauleit et al., 2002; Quigley, 2004). En effet, les arbres nouvellement plantés donc jeune en âge et dont le DHP est inférieur à 7,6 cm, ont plus de risque de mourir lors des trois années suivant la plantation (Nowak et al., 2004). Ce qui démontre l'importance d'assurer un suivi et un entretien durant quelques années après les plantations (Richards, 1979).



Figure 6.1 De gauche à droite; un chantier de construction, une blessure liée au déneigement et un vélo attaché à un arbre.

Source : Auteure, août 2016.



Figure 6.2 Exemples de vandalisme.

Source : Auteure, août 2016.

Sous les variables de contrôle, le côté est (position géographique des arbres) est associé positivement avec le DHP alors que le côté sud l'est négativement. La trame urbaine montréalaise semble favoriser les arbres plantés des côtés est et ouest. Les

caractéristiques relatives à la largeur des rues, à la hauteur des bâtiments ainsi qu'à la hauteur des arbres, permettent aux arbres de profiter d'une combinaison d'ensoleillement qui favorise la photosynthèse (O'Rourke & Terjung, 1981; Takagi & Gyokusen, 2004) et d'ombre qui réduit le stress hydrique (Whitlow et al., 1992). Les arbres plantés du côté sud (selon le nord montréalais) sont davantage exposés aux radiations solaires et cela pourrait laisser croire que le stress hydrique lié à l'ensoleillement est attribuable dans ce cas-là (voir figure 6.3).

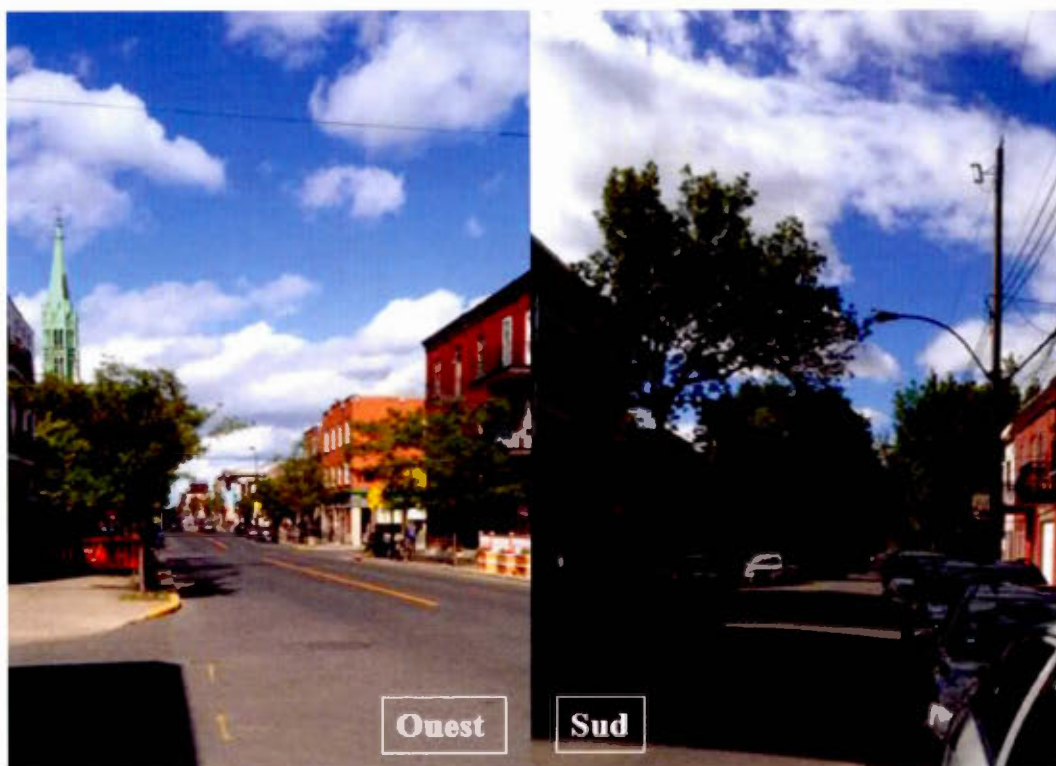


Figure 6.3 À gauche; ensoleillement d'une rue est-ouest (exposition des arbres situés au sud à 15h00). À droite; ensoleillement d'une rue nord-sud (exposition des arbres situés à l'est et à l'ouest à 15h00).

Source : Auteure, août 2016.

Quant à l'emplacement des arbres, le parterre représente le type d'emplacement le plus favorable au DHP des arbres, comparativement au trottoir et à la banquette. Les parterres offrent plus d'espace pour croître ainsi que plus de surfaces perméables qui augmentent l'approvisionnement en eau (C. N. Nielsen et al., 2007) et qui réduisent la température du sol (Kjelgren & Montague, 1997). D'ailleurs, le parterre est le type d'emplacement privilégié par la *Politique de l'arbre* de la ville de Montréal puisqu'ils sont « relativement libres de contraintes souterraines et favorise grandement la croissance des racines » (Ville de Montréal, 2005b). En effet, lorsque le diamètre du tronc augmente et que l'espace du carré d'arbre diminue, les conditions de l'arbre de rue se détériorent et les risques que l'arbre de rue meure augmentent (voir figure 6.4) (Koeser et al., 2013).



Figure 6.4 Exemples de fosses en trottoir dont l'espace est entièrement occupé par l'arbre.

Source : Auteure, août 2016.

Aussi, comme cela est stipulé dans la *Politique de l'arbre*, les nouvelles fosses de plantation sur trottoir doivent « idéalement compter un volume minimal de 5 m³ » (Ville de Montréal, 2005b). En ce sens, les fosses d'arbres en trottoir sont élargies et

lorsque des travaux impliquant la réfection de trottoir ont lieu, les nouvelles fosses sont de plus grandes dimensions. Puisque les dimensions des fosses ne sont pas répertoriées dans la base de données, il est difficile d'évaluer l'impact de cette mesure sur le DHP des arbres. Cependant, il serait intéressant d'ajouter cette variable (dimension des fosses en trottoir) à la base de données pour de futures analyses.



Figure 6.5 Exemple d'agrandissement de fosses.

Source : Auteure, août 2016.

Concernant la présence d'obstacle, les types signalisation et arbre ont un effet négatif et significatif et l'absence d'obstacle a un effet positif et significatif comparativement à la catégorie « fils » qui est la variable de référence. Les obstacles souterrains réduisent l'espace destiné aux racines qui est essentiel au développement de l'arbre (Grabosky & Gilman, 2004) et les obstacles aériens tels que les fils qui nécessitent des élagages (Bloniarz, 1995; Ville de Montréal, 2005b) qui diminuent le volume de la couronne et par le fait même, la photosynthèse nécessaire à la croissance de l'arbre (Nowak et al., 1990). Encore une fois, la *Politique de l'arbre* de la ville de Montréal privilégie la « distribution électrique et câblée souterraine afin, entre autres, de libérer l'espace aérien pour la croissance des arbres » (Ville de Montréal, 2005b).

En somme, les effets des facteurs biologiques et physiques sont conformes aux hypothèses formulées, comme cela est démontré dans le tableau 6.1.

Tableau 6.1 Hypothèses et résultats liés aux facteurs biologiques et physiques

Variables	Littérature	ANOVA	Analyse multiniveau (modèle 3)
Âge	Positif	Positif	Positif
Essence	Variable	Variable	Variable
Positionnement géographique (rue)	Variable	Ouest>Est>Sud>Nord	Ouest>Est>Sud
Type d'emplacement	Variable	Parterre>Trottoir>Banquette>Terre-plein	Parterre>Trottoir>Banquette
Présence d'obstacle	Négatif	Fils>Signalisation>Sans obstacle>Arbre>Lampadaire>Bâtiment	Sans obstacle>Fils>Lampadaire>Bâtiments>Arbre>Signalisation

6.3.2 Les effets liés à la forme urbaine (au niveau des tronçons de rue)

L'analyse multiniveau a démontré une association significative entre le DHP et le zonage mixte (négative), le zonage résidentiel (positive) et la marge de recul (positive) (voir tableau 6.2). Ces résultats corroborent ceux relevés lors de la revue de littérature associant ces variables au couvert végétal (Conway & Hackworth, 2007; Grey & Deneke, 1986; Lu et al., 2010; Nowak et al., 2004; Nowak et al., 1996). Le zonage mixte combine un zonage résidentiel et commercial aménagé dans un contexte de forte densité de population (Nesbitt & Meitner, 2016). De façon générale, les zones mixtes analysées sont une combinaison de vocations commerciale au rez-de-chaussée et résidentielle aux étages supérieurs. L'effet négatif peut donc être attribuable aux effets liés au zonage commercial soit une activité plus intense autour des arbres (affluences automobile et piétonnière) et un risque plus élevé de dommages liés à une circulation

plus dense et au vandalisme (Nowak et al., 2004). Les arbres souffrent également davantage du stress hydrique et de la compaction du sol en zone commerciale qui sont des facteurs accroissant le taux de mortalité des arbres (Nowak et al., 2004). En ce sens, les carrés d'arbres plantés sur les artères commerciales (zone mixte) sont munis de grillage afin de prévenir la compaction du sol (voir figure 6.6). Également, en marge de la *Politique de l'arbre* de Montréal, tous les arbres nouvellement plantés bénéficient d'un programme d'entretien et d'irrigation durant les quatre années suivant la plantation (Ville de Montréal, 2005b). Un atout important considérant que le stress hydrique est l'une des causes les plus communes de mortalité chez les arbres nouvellement plantés (Close, Kielbaso, et al., 1996; Close, Nguyen, et al., 1996; Foster & Blaine, 1978; Gilbertson & Bradshaw, 1985; Grabosky & Gilman, 2004; Lowry et al., 2012; C. N. Nielsen et al., 2007; Whitlow et al., 1992).



Figure 6.6 Exemples de grillages en zone commerciale (mixte) pour contrer la compaction du sol.

Source : Auteure, août 2016.

Bien que les zones mixtes s'avèrent être des lieux affectant négativement la croissance des arbres, ceux-ci sont prisés et recherchés par la clientèle (Wolf, 2005). En ce sens, les carrés d'arbres de plusieurs rues à vocation commerciale sont embellis chaque

année pour la saison estivale ce qui est aussi une façon de protéger la base des arbres (voir figure 6.7).



Figure 6.7 Exemples d'aménagements réalisés au pied des arbres plantés sur des artères commerciales.

Source : Auteure, août 2016.

De l'autre côté, l'effet positif du zonage résidentiel est associé à un niveau d'activité faible autour des arbres et davantage de soins apportés par les résidents (voir figure 6.8), ce qui réduit la compaction du sol et le stress hydrique (Nowak et al., 2004). Le zonage résidentiel est associé au milieu de vie et dont l'idéal se trouve dans un environnement de grande qualité, c'est-à-dire, un lieu sûr, sécuritaire, accueillant, attrayant et confortable et pour lequel l'arbre urbain contribue grandement (Burgess et al., 1988; Donovan & Prestemon, 2010; Grey & Deneke, 1986; Kuo & Sullivan, 2001a, 2001b; Lyytimäki et al., 2008; Pikora et al., 2003; Rotherham, 2010; Sanusi et al., 2016; Sarkar et al., 2015; Spirn, 1984). D'ailleurs, l'effet de voûte créé par les arbres change grandement l'atmosphère d'une rue (voir figure 6.9).

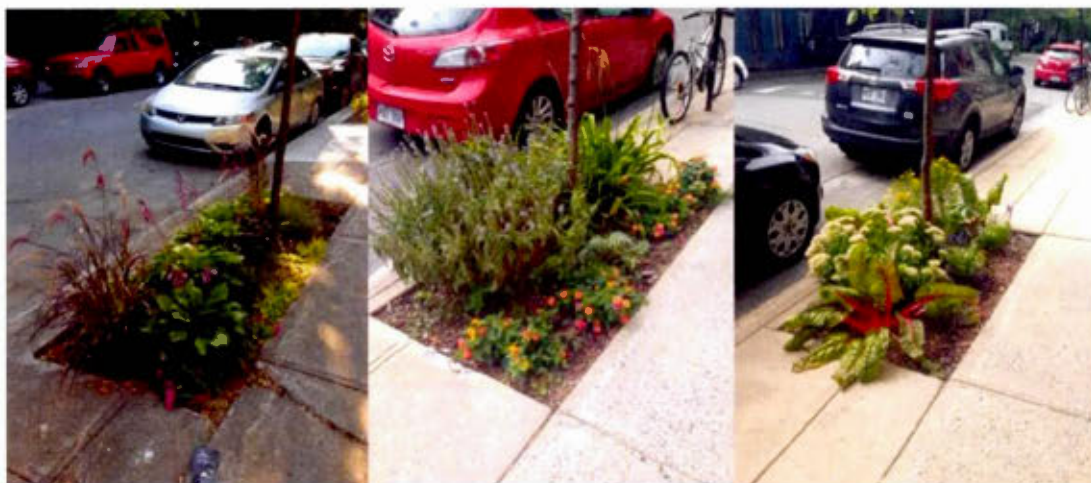


Figure 6.8 Exemples de carrés d'arbres aménagés par des résidents.

Source : Auteure, août 2016.



Figure 6.9 Comparaison entre une rue sans aucun arbre et une rue avec des arbres.

Source : Auteure, août 2016.

En ce qui concerne la marge de recul (espace entre le bâtiment et le trottoir), elle permet à l'arbre de profiter de plus d'espace ce qui est crucial pour sa bonne croissance (Gillman, 1988; Grabosky & Gilman, 2004; Jutras, 2012; Lu et al., 2010; Pauleit et al., 2002; Quigley, 2004; Roman et al., 2014).

En somme, les effets significatifs des facteurs liés à la forme urbaine sont conformes aux hypothèses formulées, comme cela est présenté au tableau 6.2. Cependant, contrairement à ce qu'il était attendu en lien avec la revue de la littérature, l'analyse multiniveau ne soulève aucun lien entre le DHP des arbres montréalais et la longueur et la largeur de la rue (Conway & Hackworth, 2007; Dobbs et al., 2013; Lu et al., 2010; Nagendra & Gopal, 2010), l'âge médian des bâtiments (Boone et al., 2010; Grove et al., 2006; Grove et al., 2005; Heynen & Lindsey, 2003; Troy et al., 2007), les pourcentages de multiplex et de résidences unifamiliales (Heynen & Lindsey, 2003; Nesbitt & Meitner, 2016; Nowak et al., 1990; Tratalos et al., 2007), les pourcentages de zonage commercial et industriel (Conway & Hackworth, 2007; Lu et al., 2010; Nowak et al., 2004; Nowak et al., 1990; Nowak et al., 1996) ainsi que le nombre de logements (Iverson & Cook, 2000; Luck et al., 2009; Nesbitt & Meitner, 2016; Nowak et al., 1990; Tratalos et al., 2007).

Tableau 6.2 Hypothèses et résultats liés aux facteurs de la forme urbaine.

Variables	Littérature	Analyse multiniveau (modèle 3)
Largeur de rue	-	Pas significatif
Longueur de rue	-	Pas significatif
Âge médian des bâtiments	+	Pas significatif
% duplex		Pas significatif
% triplex		Pas significatif
% multiplex	-	Pas significatif
% unifamiliale	+	Pas significatif
% mixte	-	-
% résidentiel	+	+
% commercial	-	Pas significatif
% industriel	-	Pas significatif
Nombre de logements	-	Pas significatif
Marge de recul	+	+

6.3.3 Les effets liés à la population (au niveau du secteur de recensement)

En phase avec plusieurs études qui démontrent une relation positive entre le couvert végétal et le niveau d'éducation (Heynen & Lindsey, 2003; Luck et al., 2009; Nowak et al., 1990; Pham et al., 2013; Szantoi et al., 2012), l'analyse multiniveau démontre une association positive et significative entre le taux de diplômés universitaires et le DHP des arbres montréalais. En effet, les communautés avec des niveaux d'éducation élevés, souvent corrélés, mais pas nécessairement avec des revenus élevés (Luck et al., 2009), sont plus enclines, par souhait et par capacité, à habiter dans des quartiers où la végétation est dense que les communautés défavorisées financièrement et scolairement (Grove & Burch, 1997; Troy et al., 2007). À ce propos, Troy (2007) suggère que le niveau d'éducation influence davantage le couvert végétal que le revenu (Troy et al., 2007).



Figure 6.10 Des exemples contrastants d'utilisation des carrés d'arbres par la population.

Source : Auteure, août 2016.

Il en ressort également que les gens éduqués sont plus enclins à encourager les programmes de plantation ou à planter des arbres et à les entretenir de leur propre

initiative (Heynen & Lindsey, 2003) puisqu'ils seraient davantage conscientisés aux problématiques environnementales et aux bienfaits de la végétation (voir figure 6.10) (Luck et al., 2009).

En somme, les effets significatifs des facteurs liés à la population sont conformes aux hypothèses formulées, comme cela est présenté au tableau 6.3. Cependant, bien que plusieurs études aient démontré une corrélation entre le couvert végétal et le mode de tenure (Conway & Hackworth, 2007; Landry & Chakraborty, 2009; Nowak et al., 1990; Perkins et al., 2004; Szantoi et al., 2012), le revenu (Boone et al., 2010; Landry & Chakraborty, 2009; Perkins et al., 2004; Romolini et al., 2013) et l'origine ethnique (Flocks et al., 2011; Pham et al., 2013; Szantoi et al., 2012), l'analyse multiniveau ne soulève aucun lien entre le DHP des arbres montréalais et le taux de locataires, le revenu médian et le taux de minorités visibles.

Tableau 6.3 Hypothèses et résultats des facteurs socio-économiques

Variables	Littérature	Analyse multiniveau (modèle 4)
% minorités visibles	-	Pas significatif
Habitants au kilomètre carré	-	Pas significatif
Revenu médian	+	Pas significatif
% locataires	-	Pas significatif
% diplômés universitaires	+	+

Finalement, puisque les effets aléatoires sont tous significatifs, cela suggère que les variables biophysiques (essence, position géographique, type d'emplacements et type d'obstacles) varient d'un tronçon de rue à l'autre ainsi que d'un secteur de recensement à l'autre.

6.4 Les limites de la démarche

Au niveau des données, il existe un potentiel d'erreurs dans les bases de données et particulièrement celle relative aux arbres, basée sur un relevé sur le terrain, puisque 23% des données constituaient en des doublons (voir tableau 3.3). Cependant, en comparaison avec d'autres types de méthodes pour inventorier les arbres (méthodes assistées par satellite et par avion et le balayage sur le terrain ou la photographie numérique), les enquêtes sur les terrains demeurent les relevés les plus précis (Nielsen, Östberg, & Delshammar, 2014). Aussi, 49% de la base de données initiale comportait des champs vides nécessaires à cette étude (voir tableau 3.3). En ce sens, les champs d'informations vides concernant la mesure du DHP, la date de la dernière prise du DHP ainsi que la date de plantation des arbres essentiels aux analyses de cette recherche ont réduit considérablement le nombre de spécimens potentiels pour l'analyse (voir tableau 3.3).

Le nombre de spécimens à analyser a aussi été réduit lors de la jointure avec la base de données sur les tronçons de rues puisque toutes les rues qui ne possèdent aucun pourcentage de zonage résidentiel ou sans bâtiments n'ont pas été conservées. Il n'a donc pas été possible d'analyser les relations entre les zonages commerciaux et de bureau présents au centre-ville et le DHP.

Quant aux variables socio-économiques utilisées, ce sont celles qui ont été recensées en 2006 et non celles de 2011. Ce choix a été fait parce que la représentation réelle des données du recensement et l'enquête nationale des ménages de 2011 est fortement critiquées par les chercheurs universitaires (Prévost & Lachapelle, 2012). C'est pourquoi les données issues du recensement de 2006 ont été privilégiées à celles de 2011. Cependant, il est important de noter que près de 70 % des arbres ont été recensés entre 2007 et 2013 et 30 % l'ont été en 2006 ou dans les années antérieures.

En ce qui concerne les variables non retenues, la revue de littérature a révélé que les aspects organisationnels et règlementaires ont un impact sur le verdissement. Il aurait été intéressant d'évaluer leur apport à la croissance des arbres de rue montréalais, d'autant plus le contexte particulier de la ville avec ses différents arrondissements. Ce sont cependant des variables non-quantifiables et la collecte de données qualitatives liées à la réglementation, au budget, aux initiatives locales et autres incitatifs communautaires aurait pu faire l'objet d'un autre projet de recherche en soi. Il en est de même en ce qui concerne les changements globaux soit, les changements climatiques et les invasions d'insectes et les éléments générés par les activités humaines comme les polluants et les contaminants tels que les sels de déglacage, les huiles et autres produits chimiques, les entretiens déficients ou dommageables, les dommages liés aux vélos, aux véhicules, aux équipements mécaniques, aux chantiers de construction ainsi que les blessures causées par le vandalisme.

De plus, puisque la parution de l'approche par traits fonctionnels a eu lieu après le dépôt initial de ce travail, elle n'a pas été utilisée lors des analyses. Il aurait été intéressant de comparer cette approche qui comporte 10 groupes avec la catégorisation par famille utilisée qui en compte 15.

6.5 Recommandations

Sur le plan méthodologique, ce travail démontre que l'utilisation des variables associées à la canopée et aux taux de survie et de mortalité des arbres pour déterminer les corrélations avec le DHP est justifiée et fiable. De plus, l'analyse multiniveau est pratique en révélant le pouvoir explicatif de chaque niveau. En ce sens, l'introduction des effets aléatoires démontre que le rôle des variables biologiques et physiques varie à travers les rues tronçons de rue, et similairement à travers les secteurs de recensement.

Finalement, dans l'ensemble, l'analyse multiniveau et les effets aléatoires assurent la robustesse des résultats.

Au niveau de gestion de la forêt urbaine, les résultats de cette étude sont un pas de plus vers une meilleure compréhension de l'influence des caractéristiques biologiques, physiques, urbanistiques et socio-économiques sur les arbres de rues, dans ce cas-ci, montréalais. Le croisement des résultats de cette étude et du guide *Repenser le reboisement* qui présente des stratégies pour augmenter la canopée et la résilience de la forêt urbaine de la région métropolitaine de Montréal créé par Paquette (2016) permet de proposer des actions concrètes pour les praticiens, les programmes et les pratiques de plantation (Paquette, 2016).

Les résultats démontrent que la proportion de la variance du DHP au niveau des arbres expliquée par les caractéristiques biologiques et physiques des arbres est de 54%. Ce qui signifie que les essences des arbres et les caractéristiques liées à leur plantation sont très importantes en ce qui concerne le DHP. En ce sens, Paquette (2016) insiste sur l'importance de la diversité des espèces en terme de traits fonctionnels pour favoriser la résilience des forêts urbaines sachant que 64,4% des essences analysées dans cette étude sont des frênes et des érables (Paquette, 2016). Il est donc à présent essentiel de varier les essences des plantations futures.

Aussi, les aménagements dont font partie les arbres de rue tels que les fosses en trottoir sont linéaires et espacés. Sachant que le regroupement des végétaux est bénéfique pour leur bonne croissance et leur longévité, il est maintenant essentiel de repenser la façon dont les arbres sont intégrés aux rues (Paquette, 2016). L'espace destiné à l'arbre doit être planifié à l'étape de la conception d'une nouvelle rue ou de son réaménagement. Il doit être en quantité suffisante (Gillman, 1988; Grabosky & Gilman, 2004; Jutras, 2012; Lindsey & Bassuk, 1992) et tenir compte des composantes de l'environnement

immédiat dont font partie les obstacles aériens et souterrains, le type de rue et le type de bâtiments (Nowak & Dwyer, 2007).

6.6 Sommaire

Ce chapitre présentait la discussion en lien avec les questions de recherche, la revue de littérature et les résultats issus du modèle d'analyse multiniveaux. Bien que l'apport des facteurs biologiques et physiques soit important quand il est question de DHP, d'autres facteurs issus du niveau de la forme urbaine et du niveau de la population sont également significatifs. Ce qui s'avère être, tel que discuté plus haut, des outils intéressants pour optimiser les futures plantations et celles déjà en place.

CONCLUSION

Ce projet de mémoire s'est penché sur les variables qui sont associées à la taille des arbres de rues (en utilisant le DHP comme indicateur) dans le contexte montréalais, et ce, dans l'optique de déterminer les conditions de vie les plus favorables à leur survie afin de conserver une forêt urbaine dynamique et pérenne. Dans un contexte où les effets des changements climatiques et la pollution atmosphérique sont au cœur des préoccupations environnementales et de santé publique des villes du monde, les bienfaits liés aux infrastructures naturelles telles que les arbres sont salvatrices. Outre leurs qualités esthétiques, leur contribution active, mais également financière en ce qui concerne les problématiques environnementales telles que les îlots de chaleur urbains, la pollution de l'air et le ruissellement est importante. Un arbre génère davantage en profits et en services qu'en coûts à condition qu'il survive à sa plantation. D'où l'importance d'un environnement favorable à sa bonne croissance. Plusieurs éléments déterminants ont été soulevés durant cette recherche, l'arbre, une espèce vivante, voire survivante, par ses caractéristiques propres influence sa croissance et a un impact important tant au niveau du taux de survie de l'arbre qu'au niveau de l'indice de végétation, mais qui est également très sensible à son environnement immédiat, les conditions dans lesquelles il vit ainsi que du contexte socio-économique dans lequel il se trouve. Afin de déterminer les effets de différentes variables issues de l'environnement urbain de l'arbre, soit les caractéristiques de l'arbre, de la forme urbaine et du profil socio-économique de la population, ces trois niveaux d'analyse ont été modélisés dans leur propre échelle spatiale avec l'analyse multiniveau. L'analyse, réalisée auprès d'environ 30 000 arbres, démontre que le pouvoir explicatif des variables biophysiques (essence, âge, position géographique, emplacement, présence d'obstacle) est de 54%, suivi par le groupe des variables liées au tronçon de rue (32%) et celles liées au secteur de recensement (14%). Après avoir contrôlé les variables biologiques de l'arbre et celles liées à son lieu de plantation (physiques), les analyses

révèlent que les variables telles que le zonage résidentiel, la marge de recul entre la rue et le bâtiment (variables liées à la forme urbaine) et le pourcentage de diplômés universitaires (variable socio-économique) ont un effet positif et significatif sur le DHP des arbres et que le zonage mixte (variables liées à la forme urbaine) a un effet négatif et significatif sur les DHP des arbres.

Les résultats issus de cette recherche démontrent que l'arbre urbain souffre de cette forme de dénaturalisation et qu'il est essentiel de lui fournir les meilleures conditions de vie afin qu'il puisse croître et connaître une longue espérance de vie. Les bienfaits liés à leur présence sont démontrés et les arbres en coûtent moins qu'ils en font profiter.

Il en ressort également que la planification urbaine joue un rôle important en ce qui concerne l'espace de plantation attribuée et que plusieurs initiatives sont mises en œuvre afin de protéger les arbres et améliorer leurs conditions de vie (voir figure 7.1). Aussi, bien que l'agrandissement de fosses en trottoir soit salubre, n'y aurait-il pas là, une occasion de revoir et de réfléchir à une nouvelle façon d'aménager les rues et les trottoirs afin de laisser aux arbres un maximum d'espace pour croître et atteindre leur maturité? D'autant plus que l'administration municipale actuelle souhaite procéder à des travaux de réfection sur près de 5 000 kilomètres de rues et d'aqueducs pour lesquels seront investis 7 milliards de dollars dans les 10 prochaines années (Radio-Canada, 2016). La perte massive de frênes dans les dernières années et sans doute dans les années futures met sous les projecteurs la forêt urbaine montréalaise et les bienfaits liés aux arbres. Le moment est idéal pour repenser la place de l'arbre en ville et de planifier l'aménagement en sorte.



Figure 7.1 De gauche à droite, des exemples d'initiatives; saillie verdie, protection hivernale pour les arbres de petit calibre et campagne de sensibilisation.

Source : Auteure, août 2016.

BIBLIOGRAPHIE

- 375000Arbres.org. (2015). Foire aux questions. from <http://375000arbres.org/projet/faq/>
- Akbari, H. (2001). Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas. *Solar Energy*, 70(3), 295-310.
- Akbari, H. (2002). Shade trees reduce building energy use and CO₂ emissions from power plants. *Environmental Pollution* 116, 116, S119–S126.
- Akbari, H., Kurn, D. M., Bretz, S. E., & Hanford, J. W. (1997). Peak power and cooling energy savings of shade trees. *Energy and Buildings*, 25, 139-148.
- Alexander, C., & McDonald, C. (2014). The value of trees in the City of Toronto. *TD Economics, Special Report*, 1-4.
- Anderson, L. M., Mulligan, B. E., & Goodman, L. S. (1984). Effects of vegetation on human response to sound. *Journal of Arboriculture*, 10(2), 45-49.
- Arden Pope III, C., Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K., & Thurston, G. D. (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution. *The Journal of American Medical Association*, 287(9), 1132-1141. doi: 10.1001/jama.287.9.1132
- Arden Pope III, C., & Dockery, D. W. (2006). Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56(6), 709-742. doi: 10.1080/10473289.2006.10464485
- Armson, D., Stringer, P., & Ennos, A. R. (2013). The effect of street trees and amenity grass on urban surface water runoff in Manchester, UK. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(3), 282-286. doi: 10.1016/j.ufug.2013.04.001
- Assemblée législative de l'Ontario. (2000). 37:1 Projet de loi 110, Loi de 2000 sur les forestiers professionnels. from http://www.ontla.on.ca/web/bills/bills_detail.do?locale=fr&BillID=654&isCurrent=false&ParlSessionID=37%3A1
- Beckett, K. P., Freer-Smith, P. H., & Taylor, G. (1998). Urban woodlands: Their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution*, 99, 347-360.
- Benedikz, T., Ferrini, F., Garcia-Valdecantos, J. L., & Tello, M.-L. (2005). Plant quality and establishment. In C. Konijnendijk, T. Randrup, K. Nilsson & J. Schipperijn (Eds.), *Urban forests and trees* (pp. 231-256). The Netherlands: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Benjamin, M. T., & Winer, A. M. (1998). Estimating the ozone-forming potential of urban trees and shrubs. *Atmospheric Environment*, 32(1), 53-68.

- Besancenot, J.-P. (2002). Vagues de chaleur et mortalité dans les grandes agglomérations urbaines. *Environnement, Risques & Santé*, 1(4), 229-240.
- Bigsby, K. M., McHale, M. R., & Hess, G. R. (2013). Urban Morphology Drives the Homogenization of Tree Cover in Baltimore, MD, and Raleigh, NC. *Ecosystems*, 17(2), 212-227. doi: 10.1007/s10021-013-9718-4
- BioForest Technologies. (2016). TreeAzin® Frequently Asked Questions. from <http://www.bioforest.ca/index.cfm?fuseaction=content&menuid=19&pageid=1049#q03>.
- Bloniarz, D. V. (1995). Street trees, overhead utility distribution and physical infrastructure, design implications, maintenance costs and proposed alternatives. *Northeast Center for Urban & Community Forestry USDA Forest Service Amherst, MA*, 151.
- Bohannon, D., & Gersbach, J. (2015). *Urban Forest Action Plan 2014 Implementation Update*.
- Boone, C. G., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Schwarz, K., & Buckley, G. L. (2010). Landscape, vegetation characteristics, and group identity in an urban and suburban watershed: why the 60s matter. *Urban Ecosystems*, 13(3), 255-271. doi: 10.1007/s11252-009-0118-7
- Bowler, D. E., Buyung-Ali, L., Knight, T. M., & Pullin, A. S. (2010). Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning*, 97(3), 147-155. doi: 10.1016/j.landurbplan.2010.05.006
- Boyce, S. (2010). It takes a stewardship village: Effect of volunteer tree stewardship on urban street tree mortality rates. *Cities and the Environment*, 3(1), 1-8.
- Brack, C. L. (2002). Pollution mitigation and carbon sequestration by an urban forest. *Environmental Pollution*, 116, S195-S200.
- Bressoux, P. (2010). *Modélisation statistique appliquée aux sciences sociales* (De Boeck Université ed.). Bruxelles. Belgique.
- Burgess, J., Harrison, C. M., & Limb, M. (1988). People, parks and the urban green: A study of popular meanings and values for open spaces in the city. *Urban Studies*, 25, 455-473.
- Canfield, B., & Runkle, J. R. (1999). Size structure and composition of trees in Oakwood, Ohio: Historical and environmental determinants. *Ohio Journal of Science*, 99(5), 102-110.
- Carter, M., & Horwitz, P. (2014). Beyond proximity: the importance of green space useability to self-reported health. *Ecohealth*, 11(3), 322-332. doi: 10.1007/s10393-014-0952-9
- Cavayas, F., & Beaudoin, Y. (2008). Études des biotopes urbains et périurbains de la CMM. Volets 1 et 2 : Évolution des occupations du sol, du couvert végétal et des îlots de chaleur sur le territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal (1984-2005). (pp. 1-120): Université de Montréal et Université du Québec à Montréal.

- Chaire de recherche CRSNG/Hydro-Québec sur le contrôle de la croissance des arbres. (2012). Repenser le reboisement - Guide stratégique pour l'augmentation de la canopée et de la résilience de la forêt urbaine de la région métropolitaine de Montréal. from <http://www.arbresurbains.uqam.ca/fr/guidereboisement/guide.php>
- Clark, J. R., Matheny, N. P., Cross, G., & Wake, V. (1997). A model of urban forest sustainability. *Journal of Arboriculture*, 23, 17-30.
- Clarke, L. W., Jenerette, G. D., & Davila, A. (2013). The luxury of vegetation and the legacy of tree biodiversity in Los Angeles, CA. *Landscape and Urban Planning*, 116, 48-59. doi: 10.1016/j.landurbplan.2013.04.006
- Close, R. E., Kielbaso, J. J., Nguyen, P. V., & Schutzki, R. E. (1996). Urban vs. natural sugar maple growth: II. Water relations. *Journal of Arboriculture*, 22(4).
- Close, R. E., Nguyen, P. V., & Kielbaso, J. J. (1996). Urban vs. natural sugar maple growth: I. Stress symptoms and phenology in relation to site characteristics. *Journal of Arboriculture*, 22(3), 144-150.
- Coensel, B. D., Vanwetswinkel, S., & Botteldooren, D. (2011). Effects of natural sounds on the perception of road traffic noise. *J Acoust Soc Am*, 129(4), EL148-153. doi: 10.1121/1.3567073
- Conway, T., & Hackworth, J. (2007). Urban pattern and land cover variation in the greater Toronto area. *The Canadian Geographer*, 51(1), 43-57.
- Cook, E. M., Hall, S. J., & Larson, K. L. (2011). Residential landscapes as social-ecological systems: a synthesis of multi-scalar interactions between people and their home environment. *Urban Ecosystems*, 15(1), 19-52. doi: 10.1007/s11252-011-0197-0
- Coombes, E., Jones, A. P., & Hillsdon, M. (2010). The relationship of physical activity and overweight to objectively measured green space accessibility and use. *Soc Sci Med*, 70(6), 816-822. doi: 10.1016/j.socscimed.2009.11.020
- Cregg, B. M., & Dix, M. E. (2001). Tree moisture stress and insect damage in urban areas in relation to heat island effects. *Journal of Arboriculture*, 27(1), 8-17.
- D'Amato, G., Cecchi, L., Bonini, S., Nunes, C., Annesi-Maesano, I., Behrendt, H., . . . van Cauwenberge, P. (2007). Allergenic pollen and pollen allergy in Europe. *Allergy*, 62(9), 976-990. doi: 10.1111/j.1398-9995.2007.01393.x
- David, T. S., Gash, J. H. C., Valente, F., Pereira, J. S., Ferreira, M. I., & David, J. S. (2006). Rainfall interception by an isolated evergreen oak tree in a Mediterranean savannah. *Hydrological Processes*, 20(13), 2713-2726. doi: 10.1002/hyp.6062
- Day, S. D., Bassuk, N. L., & van Es, H. (1995). Effects of four compaction remediation methods for landscape trees on soil aeration, mechanical impedance and tree establishment. *Journal of Environmental Horticulture*, 13(2), 64-71.
- De Vries, S., Verheij, R. A., Groenewegen, P. P., & Spreeuwenberg, P. (2003). Natural Environments—Healthy Environments? An Exploratory Analysis of

- the Relationship between Greenspace and Health. *Environment and Planning A*, 35(10), 1717-1731. doi: 10.1068/a35111
- Des Rosiers, F., Thériault, M., Kestens, Y., & Villeneuve, P. (2002). Landsacping and house values: An empirical Investigation. *The Journal of Real Estate Research*, 23, 139-161.
- Direction de la santé publique de Montréal. (2011). *Chaleur extrême vécue en 2010*.
- Dobbs, C., Kendal, D., & Nitschke, C. (2013). The effects of land tenure and land use on the urban forest structure and composition of Melbourne. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(4), 417-425. doi: 10.1016/j.ufug.2013.06.006
- Dombrow, J., Rodriquez, M., & Sirmans, C. F. (2000). The market value of mature trees in single-family housing markets. *The Appraisal Journal*, January 2000, 39-43.
- Donovan, G. H., & Butry, D. T. (2011). The effect of urban trees on the rental price of single-family homes in Portland, Oregon. *Urban Forestry & Urban Greening*, 10(3), 163-168. doi: 10.1016/j.ufug.2011.05.007
- Donovan, G. H., Butry, D. T., Michael, Y. L., Prestemon, J. P., Liebhold, A. M., Gatzolis, D., & Mao, M. Y. (2013). The relationship between trees and human health: evidence from the spread of the emerald ash borer. *Am J Prev Med*, 44(2), 139-145. doi: 10.1016/j.amepre.2012.09.066
- Donovan, G. H., & Prestemon, J. P. (2010). The Effect of Trees on Crime in Portland, Oregon. *Environment and Behavior*, 44(1), 3-30. doi: 10.1177/0013916510383238
- Dow, K. (2000). Social dimensions of gradients in urban ecosystems. *Urban Ecosystems*, 4, 255-275.
- Dreistadt, S. H., Dahlsten, D. L., & Frankie, G. W. (1990). Urban forests and insect ecology. *BioScience*, 40(3), 192-198.
- Duryea, M., Blakeslee, G. M., Hubbard, W. G., & Vasquez, R. A. (1996). Wind and trees, A survey of homeowners after hurricane Andrew. *Journal of Arboriculture*, 22(1), 44-50.
- Duryea, M., Kampf, E., & Littell, R. C. (2007). Hurricanes and the urban forest, Effects on Southeastern United States Coastal plain tree species. *Arboriculture & Urban Forestry*, 33(2), 83-97.
- Dwyer, J. F., McPherson, E. G., Schroeder, H. W., & Rowntree, R. A. (1992). Assessing the benefits and costs of the urban forest. *Journal of Arboriculture*, 18(5), 227-234.
- Dwyer, J. F., Nowak, D. J., Noble, M. H., & Sisinni, S. M. (2000). Connecting people with ecosystems in the 21st century: An assessment of our nation's urban forests. *U.S. Department of Agriculture forest Forest service*.
- Dwyer, J. F., Nowak, D. J., & Watson, G. W. (2002). Future directions for urban forestry research in the United States. *Journal of Arboriculture*, 28(5), 231-236.
- Dzhambov, A. M., & Dimitrova, D. D. (2014). Urban green spaces' effectiveness as a psychological buffer for the negative health impact of noise pollution: a

- systematic review. *Noise Health*, 16(70), 157-165. doi: 10.4103/1463-1741.134916
- Environnement Canada. (2014a). Épisodes de smog marquants. from <https://www.ec.gc.ca/info-smog/default.asp?lang=Fr&n=669E620B-1>
- Environnement Canada. (2014b). Le smog. from <https://www.ec.gc.ca/air/default.asp?lang=Fr&n=13D0EDAA-1>
- Environnement Canada. (2015). Les dix meilleures façons de faire une différence from <http://www.climatechange.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=D27052CE-1>
- Environnement Canada. (2016a). Critères d'alertes météo publiques. from <https://ec.gc.ca/meteo-weather/default.asp?lang=Fr&n=d9553ab5-1#chaleur>
- Environnement Canada. (2016b). Faits sur les changements climatiques. from <http://www.climatechange.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=F2DB1FBE-1>
- Escobedo, F. J., Kroeger, T., & Wagner, J. E. (2011). Urban forests and pollution mitigation: analyzing ecosystem services and disservices. *Environ Pollut*, 159(8-9), 2078-2087. doi: 10.1016/j.envpol.2011.01.010
- Escobedo, F. J., Varela, S., Zhao, M., Wagner, J. E., & Zipperer, W. (2010). Analyzing the efficacy of subtropical urban forests in offsetting carbon emissions from cities. *Environmental Science & Policy*, 13(5), 362-372. doi: 10.1016/j.envsci.2010.03.009
- Faites comme chez vous. (2016). Faites comme chez vous - À propos. from <http://faitescommechezvous.org/fr/a-propos/>
- Fan, Y., Das, K. V., & Chen, Q. (2011). Neighborhood green, social support, physical activity, and stress: assessing the cumulative impact. *Health Place*, 17(6), 1202-1211. doi: 10.1016/j.healthplace.2011.08.008
- Flocks, J., Escobedo, F., Wade, J., Varela, S., & Wald, C. (2011). Environmental Justice Implications of Urban Tree Cover in Miami-Dade County, Florida. *Environmental Justice*, 4(2), 125-134. doi: 10.1089/env.2010.0018
- Fondation David Suzuki. (2014). Communiqué de presse - Sommet sur les infrastructures naturelles du Grand Montréal. from <http://www.davidsuzuki.org/fr/medias/communiqués-de-presse/2016/04/sommet-sur-les-infrastructures-naturelles-du-grand-montreal>
- Forrest, M., & Konijnendijk, C. (2005). A history of urban forests and trees in Europe. In C. Konijnendijk, T. Randrup, K. Nilsson & J. Schipperijn (Eds.), *Urban forests and trees* (pp. 23-48). The Netherlands: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Foster, R. S., & Blaine, J. (1978). Urban tree survival: Trees in the sidewalk. *Journal of Arboriculture*, 4, 14-17.
- Fraser, E. D. G., & Kenney, W. A. (2000). Cultural background and landscape history as factors affecting perceptions of the urban forest. *Journal of Arboriculture*, 26(2), 106-113.
- Giergiczny, M., & Kronenberg, J. (2014). From valuation to governance: using choice experiment to value street trees. *Ambio*, 43(4), 492-501. doi: 10.1007/s13280-014-0516-9

- Gilbertson, P., & Bradshaw, A. D. (1985). Tree survival in cities: The extent and nature of the problem. *Arboricultural Journal*, 9(2), 131-142.
- Gillespie, T. W., Pincetl, S., Brossard, S., Smith, J., Saatchi, S., Pataki, D., & Saphores, J.-D. (2011). A time series of urban forestry in Los Angeles. *Urban Ecosystems*, 15(1), 233-246. doi: 10.1007/s11252-011-0183-6
- Gillman, E. F. (1988). Predicting root spread from trunk diameter and branch spread. *Journal of Arboriculture*, 14(4), 85-89.
- Gillner, S., Vogt, J., Tharang, A., Dettmann, S., & Roloff, A. (2015). Role of street trees in mitigating effects of heat and drought at highly sealed urban sites. *Landscape and Urban Planning*, 143, 33-42. doi: 10.1016/j.landurbplan.2015.06.005
- Grabosky, J., & Bassuk, N. (1995). A new urban tree soil to safety increase rooting volumes under sidewalks. *Journal of Arboriculture*, 21(4), 187-201.
- Grabosky, J., & Gilman, E. (2004). Measurement and prediction of tree growth reduction from tree planting space design in established parking lots. *Journal of Arboriculture*, 30(3), 154-164.
- Grahn, P., & Stigsdotter, U. A. (2003). Landscape planning and stress. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2(1), 1-18. doi: 10.1078/1618-8667-00019
- Grey, G. W., & Deneke, F. J. (1986). *Urban forestry* (Second Edition ed.). United States of America: John Wiley & Sons, Inc.
- Grote, R., Samson, R., Alonso, R., Amorim, J. H., Cariñanos, P., Churkina, G., . . . Calfapietra, C. (2016). Functional traits of urban trees: air pollution mitigation potential. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(10), 543-550. doi: 10.1002/fee.1426
- Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat. (2014). *Summary for policymakers. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects*. . Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Grove, J. M., & Burch, W. R. J. (1997). A social ecology approach and applications of urban ecosystem and landscape analyses: A case study of Baltimore, Maryland. *Urban Ecosystems*, 1, 259-275.
- Grove, J. M., Cadenasso, M. L., Burch, W. R., Pickett, S. T. A., Schwarz, K., O'Neil-Dunne, J., . . . Boone, C. (2006). Data and Methods Comparing Social Structure and Vegetation Structure of Urban Neighborhoods in Baltimore, Maryland. *Society & Natural Resources*, 19(2), 117-136. doi: 10.1080/08941920500394501
- Grove, J. M., Locke, D. H., & O'Neil-Dunne, J. P. (2014). An ecology of prestige in New York City: examining the relationships among population density, socio-economic status, group identity, and residential canopy cover. *Environ Manage*, 54(3), 402-419. doi: 10.1007/s00267-014-0310-2
- Grove, J. M., Troy, A. R., O'Neil-Dunne, J. P. M., Burch, J., W R, Cadenasso, M. L., & Pickett, S. T. A. (2005). Characterization of households and its implications for the vegetation of urban ecosystems. *Ecosystems*, 9, 578-597.

- Guevara-Escobar, A., González-Sosa, E., Véliz-Chávez, C., Ventura-Ramos, E., & Ramos-Salinas, M. (2007). Rainfall interception and distribution patterns of gross precipitation around an isolated *Ficus benjamina* tree in an urban area. *Journal of Hydrology*, 333(2-4), 532-541. doi: 10.1016/j.jhydrol.2006.09.017
- Hauer, R., Miller, R. W., & Ouimet, D. M. (1994). Street tree decline and construction damage. *Journal of Arboriculture*, 20(2), 94-97.
- Hauer, R., Wang, W., & Dawson, J. O. (1993). Ice storm damage to urban trees. *Journal of Arboriculture*, 19(4), 187-194.
- Heynen, N. C., & Lindsey, G. (2003). Correlates of Urban Forest Canopy Cover: Implications for Local Public Works. *Public Works Management & Policy*, 8(1), 33-47. doi: 10.1177/1087724x03008001004
- Hope, D., Gries, C., Zhu, W., Fagan, W. F., Redman, C. L., Grimm, N. B., . . . Kinzig, A. (2003). Socioeconomics drive urban plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100(15), 8788-8792. doi: 10.1073/pnas.1
- Huang, Y., Akbari, H., & Taha, H. (1989). The wind-shielding and shading effects of trees on residential heating and cooling requirements. *Lawrence Berkeley Laboratory University of California*, 1-14.
- Hunter, M. C. R., & Brown, D. G. (2012). Spatial contagion: Gardening along the street in residential neighborhoods. *Landscape and Urban Planning*, 105(4), 407-416. doi: 10.1016/j.landurbplan.2012.01.013
- Impens, R. A., & Delcarte, E. (1979). Survey of urban trees in Brussels, Belgium. *Journal of Arboriculture*, 5(8), 169-175.
- Institut national de santé publique du Québec. (2009). *Mesures de lutte aux îlots de chaleur*.
- Iverson, L. R., & Cook, E. A. (2000). Urban forest cover of the Chicago region and its relation to household density and income. *Urban Ecosystems*, 4, 105-124.
- Jansson, C., Jansson, P. E., & Gustafsson, D. (2006). Near surface climate in an urban vegetated park and its surroundings. *Theoretical and Applied Climatology*, 89(3-4), 185-193. doi: 10.1007/s00704-006-0259-z
- Jarup, L., Babisch, W., Houthuijs, D., Pershagen, G., Katsouyanni, K., Cadum, E., . . . Vigna-Taglianti, F. (2008). Hypertension and exposure to noise near airports: the HYENA study. *Environ Health Perspect*, 116(3), 329-333. doi: 10.1289/ehp.10775
- Jenerette, G. D., Clarke, L. W., Avolio, M. L., Pataki, D. E., Gillespie, T. W., Pincetl, S., . . . Alonzo, M. (2016). Climate tolerances and trait choices shape continental patterns of urban tree biodiversity. *Global Ecology and Biogeography*, 25(11), 1367-1376. doi: 10.1111/geb.12499
- Jim, C. Y. (1987). The status and prospects of urban trees in Hong Kong. *Landscape and Urban Planning*, 14, 1-20. doi: 10.1016/0169-2046(87)90002-8
- Jim, C. Y., & Chen, W. Y. (2008). Assessing the ecosystem service of air pollutant removal by urban trees in Guangzhou (China). *J Environ Manage*, 88(4), 665-676. doi: 10.1016/j.jenvman.2007.03.035

- Judek, S., Jessiman, B., Stieb, D., & Vet, R. (2005). Estimation de la surmortalité causée par la pollution atmosphérique au Canada. *Division des effets de la pollution de l'air sur la santé, Santé Canada et Service météorologique du Canada, Environnement Canada.*
- Jutras, P. (2012). Applied research on urban trees for sustainable urban forests. *CUFC 2012.*
- Kaplan, S. (1995). The restorative benefits of nature: Toward an integrative framework. *Journal of Environmental Psychology, 16*, 169-182.
- Kardan, O., Gozdyra, P., Misic, B., Moola, F., Palmer, L. J., Paus, T., & Berman, M. G. (2015). Neighborhood greenspace and health in a large urban center. *Sci Rep, 5*, 11610. doi: 10.1038/srep11610
- Kendal, D., Dobbs, C., & Lohr, V. I. (2014). Global patterns of diversity in the urban forest: Is there evidence to support the 10/20/30 rule? *Urban Forestry & Urban Greening, 13*(3), 411-417. doi: 10.1016/j.ufug.2014.04.004
- Kirkpatrick, J. B., Daniels, G. D., & Davison, A. (2011). Temporal and spatial variation in garden and street trees in six eastern Australian cities. *Landscape and Urban Planning, 101*(3), 244-252. doi: 10.1016/j.landurbplan.2011.02.029
- Kjelgren, R., & Montague, T. (1997). Urban tree transpiration over turf and asphalt surfaces. *Atmospheric Environment, 32*(1), 35-41.
- Koeser, A., Gilman, E., Paz, M., & Harchick, C. (2014). Factors influencing urban tree planting program growth and survival in Florida, United States. *Urban Forestry & Urban Greening, 13*(4), 655-661. doi: 10.1016/j.ufug.2014.06.005
- Koeser, A., Hauer, R., Norris, K., & Krouse, R. (2013). Factors influencing long-term street tree survival in Milwaukee, WI, USA. *Urban Forestry & Urban Greening, 12*(4), 562-568. doi: 10.1016/j.ufug.2013.05.006
- Kovats, R. S., & Hajat, S. (2008). Heat stress and public health: a critical review. *Annu Rev Public Health, 29*, 41-55. doi: 10.1146/annurev.publhealth.29.020907.090843
- Kunkel, K. E., Changnon, S. A., Reinke, B. C., & Arritt, R. W. (1996). The July 1995 heat wave in the midwest: A climatic perspective and critical weather factors. *Bulletin of the American meteorological society, 77*(7), 1507-1518.
- Kuo, F. E., & Sullivan, W. C. (2001a). Aggression and violence in the inner city. Effects of environment via mental fatigue. *Environment and Behavior, 33*(4), 543-571.
- Kuo, F. E., & Sullivan, W. C. (2001b). Environment and crime in the inner city. Does vegetation reduce crime? *Environment and Behavior, 33*(3), 343-367.
- Kweon, B. S., Sullivan, W. C., & Wiley, A. R. (1998). Green Common Spaces and the Social Integration of Inner-City Older Adults. *Environment and Behavior, 30*(6), 832-858. doi: 10.1177/001391659803000605
- Laćan, I., & McBride, J. R. (2008). Pest Vulnerability Matrix (PVM): A graphic model for assessing the interaction between tree species diversity and urban

- forest susceptibility to insects and diseases. *Urban Forestry & Urban Greening*, 7(4), 291-300. doi: 10.1016/j.ufug.2008.06.002
- Landry, S., & Chakraborty, J. (2009). Street trees and equity: Evaluating the spatial distribution of an urban amenity. *Environment and Planning*, 41, 2651-2670. doi: 0.1068/a41236
- Landry, S., & Pu, R. (2010). The impact of land development regulation on residential tree cover: An empirical evaluation using high-resolution IKONOS imagery. *Landscape and Urban Planning*, 94(2), 94-104. doi: 10.1016/j.landurbplan.2009.08.003
- Lawrence, A. B., Escobedo, F. J., Staudhammer, C. L., & Zipperer, W. (2012). Analyzing growth and mortality in a subtropical urban forest ecosystem. *Landscape and Urban Planning*, 104(1), 85-94. doi: 10.1016/j.landurbplan.2011.10.004
- Leibowitz, R. (2012). Urban tree growth and longevity: An international meeting and research symposium white paper. *Arboriculture & Urban Forestry*, 38(5), 237-241.
- Lesser, L. M. (1996). Street tree diversity and DHB in southern California. *Journal of Arboriculture*, 22(4), 180-186.
- Leung, D. Y. C., Tsui, J. K. Y., Chen, F., Yip, W.-K., Vrijmoed, L. L. P., & Liu, C.-H. (2011). Effects of Urban Vegetation on Urban Air Quality. *Landscape Research*, 36(2), 173-188. doi: 10.1080/01426397.2010.547570
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., . . . Marchetti, M. (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 698-709. doi: 10.1016/j.foreco.2009.09.023
- Lindsey, P., & Bassuk, N. (1992). Redesigning the urban forest from the ground below: A new approach to specifying adequate soil volumes for street trees. *Journal of Arboriculture*, 16, 25-39.
- Liu, C., & Li, X. (2012). Carbon storage and sequestration by urban forests in Shenyang, China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(2), 121-128. doi: 10.1016/j.ufug.2011.03.002
- Livesley, S. J., Baudinette, B., & Glover, D. (2014). Rainfall interception and stem flow by eucalypt street trees – The impacts of canopy density and bark type. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(1), 192-197. doi: 10.1016/j.ufug.2013.09.001
- Locke, D. H., Landry, S. M., Grove, J. M., & Roy Chowdhury, R. (2016). What's scale got to do with it? Models for urban tree canopy. *Journal of Urban Ecology*, 2(1), juw006. doi: 10.1093/jue/juw006
- Logan, J. R., & Molotch, H. L. (1987). *Urban fortunes: the political economy of place*. Los Angeles, CA: University of California Press.
- Logan, K. (1965). Growth of tree seedlings as affected by light intensity. *Department of forestry, Canada*(1121), 1-16.

- Lohr, V. I., Pearson-Mims, C. H., Tarnai, J., & Dillman, D. A. (2004). How urban residents rate and rank the benefits and problems associated with trees in cities. *Journal of Arboriculture*, 30(1), 28-35.
- Lovasi, G. S., Quinn, J. W., Neckerman, K. M., Perzanowski, M. S., & Rundle, A. (2008). Children living in areas with more street trees have lower prevalence of asthma. *J Epidemiol Community Health*, 62(7), 647-649. doi: 10.1136/jech.2007.071894
- Lovasi, G. S., Schwartz-Soicher, O., Quinn, J. W., Berger, D. K., Neckerman, K. M., Jaslow, R., . . . Rundle, A. (2013). Neighborhood safety and green space as predictors of obesity among preschool children from low-income families in New York City. *Prev Med*, 57(3), 189-193. doi: 10.1016/j.ypmed.2013.05.012
- Lovett, G. M., Weiss, M., Liebhold, A., Holmes, T., Leung, B., Lambert, K., . . . Weldy, T. (2016). Nonnative forest insects and pathogens in the United States: Impacts and policy options.
- Lowry, J. H., Baker, M. E., & Ramsey, R. D. (2012). Determinants of urban tree canopy in residential neighborhoods: Household characteristics, urban form, and the geophysical landscape. *Urban Ecosystems*, 15(1), 247-266. doi: 10.1007/s11252-011-0185-4
- Lu, J. W. T., Svendsen, E. S., Campbell, L. K., Greenfeld, J., Braden, J., King, K. L., & Falxa-Raymond, N. (2010). Biological, social and urban design factors affecting young street tree mortality in New York City. *Cities and the Environment*, 3(1), 1-15.
- Luber, G., & McGehein, M. (2008). Climate change and extreme heat events. *Am J Prev Med*, 35(5), 429-435. doi: 10.1016/j.amepre.2008.08.021
- Luck, G. W., Smallbone, L. T., & O'Brien, R. (2009). Socio-Economics and Vegetation Change in Urban Ecosystems: Patterns in Space and Time. *Ecosystems*, 12(4), 604-620. doi: 10.1007/s10021-009-9244-6
- Lyytimäki, J., Petersen, L. K., Normander, B., & Bezák, P. (2008). Nature as a nuisance? Ecosystem services and disservices to urban lifestyle. *Environmental Sciences*, 5(3), 161-172. doi: 10.1080/15693430802055524
- Maas, C. J. M., & Hox, J. J. (2005). Sufficient sample sizes for multilevel modeling. *Methodology*, 1(3), 86-92. doi: 10.1027/1614-1881.1.3.86
- Maas, J., Van Dillen, S. M., Verheij, R. A., & Groenewegen, P. P. (2009). Social contacts as a possible mechanism behind the relation between green space and health. *Health Place*, 15(2), 586-595. doi: 10.1016/j.healthplace.2008.09.006
- Maas, J., Verheij, R. A., Groenewegen, P. P., De Vries, S., & Spreeuwenberg, P. (2006). Green space, urbanity, and health: how strong is the relation? *J Epidemiol Community Health*, 60(7), 587-592. doi: 10.1136/jech.2005.043125
- Maas, J., Verheij, R. A., Spreeuwenberg, P., & Groenewegen, P. P. (2008). Physical activity as a possible mechanism behind the relationship between green space and health: a multilevel analysis. *BMC Public Health*, 8, 206. doi: 10.1186/1471-2458-8-206

- Maco, S. E., & McPherson, E. G. (2003). A practical approach to assessing structure, function, and value of street tree populations in small communities. *Journal of Arboriculture*, 29(2), 84-97.
- Martin, C. A., Warren, P. S., & Kinzig, A. P. (2004). Neighborhood socioeconomic status is a useful predictor of perennial landscape vegetation in residential neighborhoods and embedded small parks of Phoenix, AZ. *Landscape and Urban Planning*, 69(4), 355-368. doi: 10.1016/j.landurbplan.2003.10.034
- McPherson, E. G., Nowak, D. J., & Rowntree, R. A. (1994). *Chicago's urban forest ecosystem: Results of the Chicago urban forest climate project*.
- McPherson, E. G., Simpson, J. R., Peper, P. J., Maco, S. E., & Xiao, Q. (2005). Municipal forest benefits and costs in five US cities. *Journal of forestry*, 411-416.
- McPherson, E. G., Simpson, J. R., Xiao, Q., & Wu, C. (2011). Million trees Los Angeles canopy cover and benefit assessment. *Landscape and Urban Planning*, 99(1), 40-50. doi: 10.1016/j.landurbplan.2010.08.011
- Mennis, J. (2006). Socioeconomic-Vegetation relationships in urban, residential land: The case of Denver, Colorado.pdf>. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 72(8), 911-921.
- Merlin, P., & Choay, F. (1988). *Dictionnaire de l'urbanisme et de l'aménagement* (Presses Universitaires de France ed.). Paris.
- Miller, R. H., & Miller, R. W. (1991). Planting survival of selected street tree taxa. *Journal of Arboriculture*, 17(7), 185-191.
- Ministère de la Santé et des Services sociaux. (2016). Chaleur accablante ou extrême. from <https://santemontreal.qc.ca/chaleur/>
- Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs. (2016). Maladie hollandaise de l'orme. from <https://www.mffp.gouv.qc.ca/forets/fimaq/insectes/fimaq-insectes-maladies-hollandaise.jsp>
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2016). Foire aux questions - Indice de la qualité de l'air / Info-Smog. from http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/foire_questions/index.htm
- Mirzaei, P. A., & Haghighat, F. (2010). Approaches to study Urban Heat Island – Abilities and limitations. *Building and Environment*, 45(10), 2192-2201. doi: 10.1016/j.buildenv.2010.04.001
- Moll, C. W. (1989). The state of our urban forest. *American Forests*, 95, 61-64.
- Morani, A., Nowak, D. J., Hirabayashi, S., & Calfapietra, C. (2011). How to select the best tree planting locations to enhance air pollution removal in the MillionTreesNYC initiative. *Environ Pollut*, 159(5), 1040-1047. doi: 10.1016/j.envpol.2010.11.022
- Mytton, O. T., Townsend, N., Rutter, H., & Foster, C. (2012). Green space and physical activity: an observational study using Health Survey for England data. *Health Place*, 18(5), 1034-1041. doi: 10.1016/j.healthplace.2012.06.003

- Nagendra, H., & Gopal, D. (2010). Street trees in Bangalore: Density, diversity, composition and distribution. *Urban Forestry & Urban Greening*, 9(2), 129-137. doi: 10.1016/j.ufug.2009.12.005
- Nesbitt, L., & Meitner, M. (2016). Exploring Relationships between Socioeconomic Background and Urban Greenery in Portland, OR. *Forests*, 7(8), 162. doi: 10.3390/f7080162
- Nielsen, A. B., Östberg, J., & Delshammar, T. (2014). Review of urban tree inventory methods used to collect data at single-tree level. *Arboriculture & Urban Forestry*, 40(2), 96-111.
- Nielsen, C. N., Bühler, O., & Kristoffersen, P. (2007). Soil water dynamics and growth of street and park trees. *Arboriculture & Urban Forestry*, 33(4), 231-245.
- Nock, C. A., Paquette, A., Follett, M., Nowak, D. J., & Messier, C. (2013). Effects of Urbanization on Tree Species Functional Diversity in Eastern North America. *Ecosystems*, 16(8), 1487-1497. doi: 10.1007/s10021-013-9697-5
- Normandin, P.-A. (2016a, 5 avril 2016). Agrile du frêne: plus de 13 000 arbres abattus, *La Presse.ca*. Retrieved from <http://www.lapresse.ca/actualites/montreal/201604/05/01-4967852-agrile-du-frene-plus-de-13-000-arbres-abattus.php>
- Normandin, P.-A. (2016b, 4 août 2016). L'argent fait pousser les arbres, *La Presse+*, p. Écran 7.
- Nowak, D. J., Civerolo, K. L., Trivikrama Rao, S., Sistla, G., Luley, C. J., & Crane, D. E. (2000). A modeling study of the impact of urban trees on ozone. *Atmospheric Environment*, 34, 1601-1613.
- Nowak, D. J., & Crane, D. E. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, 116, 381-389.
- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Dwyer, J. F. (2002). Compensatory value of urban trees in the United States. *Journal of Arboriculture*, 28(4).
- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3-4), 115-123. doi: 10.1016/j.ufug.2006.01.007
- Nowak, D. J., & Dwyer, J. F. (2007). Understanding the Benefits and Costs of Urban Forest Ecosystems. 25-46. doi: 10.1007/978-1-4020-4289-8_2
- Nowak, D. J., Greenfield, E. J., Hoehn, R. E., & Lapoint, E. (2013). Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environ Pollut*, 178, 229-236. doi: 10.1016/j.envpol.2013.03.019
- Nowak, D. J., Kuroda, M., & Crane, D. E. (2004). Tree mortality rates and tree population projections in Baltimore, Maryland, USA. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2(3), 139-147. doi: 10.1078/1618-8667-00030
- Nowak, D. J., McBride, J. R., & Beatty, R. A. (1990). Newly planted street tree growth and mortality. *Journal of Arboriculture*, 16(5), 124-129.

- Nowak, D. J., Pasek, J. E., Sequeira, R. A., Crane, D. E., & Mastro, V. (2001). Potential effect of *Anoplophora glabripennis* on urban trees in the United States. *Journal of Economic Entomology*, 94(1), 116-122.
- Nowak, D. J., Rowntree, R. A., McPherson, E. G., Sisinni, S. M., Kerkmann, E. R., & Stevens, J. C. (1996). Measuring and analyzing urban tree cover. *Landscape and Urban Planning*, 36, 49-57.
- O'Rourke, P. A., & Terjung, W. H. (1981). Relative influence of city structure on canopy photosynthesis. *Int J Biometeorol*, 25(1), 1-19.
- O'Donoghue, A., & Shackleton, C. M. (2013). Current and potential carbon stocks of trees in urban parking lots in towns of the Eastern Cape, South Africa. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(4), 443-449. doi: 10.1016/j.ufug.2013.07.001
- Ordóñez, C., & Duinker, P. (2015). Climate change vulnerability assessment of the urban forest in three Canadian cities. . *Climatic Change*, 1-13.
- Organisation des Nations Unies. (2014). *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights*. (ST/ESA/SER.A/352). New York.
- Organisation mondiale de la Santé. (2010). Urbanisation et santé. from <http://www.who.int/bulletin/volumes/88/4/10-010410/fr/>
- Organisation mondiale de la Santé. (2016a). Burden of disease from ambient and household air pollution. from http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/en/
- Organisation mondiale de la Santé. (2016b). Global Health Observatory (GHO) data - Ambient air pollution. from http://www.who.int/gho/phe/outdoor_air_pollution/en/
- Organisation mondiale de la Santé. (2016c). Les niveaux de pollution atmosphérique en hausse dans un grand nombre de villes parmi les plus pauvres au monde. from <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2016/air-pollution-rising/fr/>
- Ottitsch, A., & Krott, M. (2005). Urban forest policy and planning. In C. Konijnendijk, T. Randrup, K. Nilsson & J. Schipperijn (Eds.), *Urban forests and trees* (pp. 117-148). The Netherlands: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Paquette, A. (2016). Augmentation de la canopée et de la résilience de la forêt urbaine de la région métropolitaine de Montréal. . In J. d. I. T. Sous la direction de Cornelia Garbe, et du Comité de reboisement de la CMM (Ed.). Montréal.
- Pataki, D. E., Carreiro, M. M., Cherrier, J., Grulke, N. E., Jennings, V., Pincetl, S., . . . Zipperer, W. C. (2011). Coupling biogeochemical cycles in urban environments: ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(1), 27-36. doi: 10.1890/090220
- Pauleit, S., Jones, N., Garcia-Martin, G., Garcia-Valdecantos, J. L., Rivière, L. M., Vidal-Beaudet, L., . . . Randrup, T. B. (2002). Tree establishment practice in

- towns and cities – Results from a European survey. *Urban Forestry & Urban Greening*, 1(2), 83-96. doi: 10.1078/1618-8667-00009
- Pedlowsky, M. A., Da Silva, V. A. C., Adell, J. J. C., & Heynen, N. C. (2002). Urban forest and environmental inequality in Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brazil. *Urban Ecosystems*, 6, 9-20.
- Perkins, H. A., Heynen, N., & Wilson, J. (2004). Inequitable access to urban reforestation: the impact of urban political economy on housing tenure and urban forests. *Cities*, 21(4), 291-299. doi: 10.1016/j.cities.2004.04.002
- Pham, T. T. H., Apparicio, P., Landry, S., & Lewnard, J. (2017). Disentangling the effects of urban form and socio-demographic context on street tree cover: A multi-level analysis from Montréal. *Landscape and Urban Planning*, 157, 422-433. doi: 10.1016/j.landurbplan.2016.09.001
- Pham, T. T. H., Apparicio, P., Landry, S., Séguin, A.-M., & Gagnon, M. (2013). Predictors of the distribution of street and backyard vegetation in Montreal, Canada. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(1), 18-27. doi: 10.1016/j.ufug.2012.09.002
- Pham, T. T. H., Apparicio, P., Séguin, A.-M., & Gagnon, M. (2011). Mapping the Greenscape and Environmental Equity in Montreal: An Application of Remote Sensing and GIS. 30-48. doi: 10.1007/978-3-642-22441-6_3
- Pham, T. T. H., Apparicio, P., Séguin, A.-M., Landry, S., & Gagnon, M. (2012). Spatial distribution of vegetation in Montreal: An uneven distribution or environmental inequity? *Landscape and Urban Planning*, 107(3), 214-224. doi: 10.1016/j.landurbplan.2012.06.002
- Pikora, T., Giles-Corti, B., Bull, F., Jamrozik, K., & Donovan, R. (2003). Developing a framework for assessment of the environmental determinants of walking and cycling. *Social Science & Medicine*, 56(8), 1693-1703. doi: 10.1016/s0277-9536(02)00163-6
- Poland, T. M., & McCulough, D. G. (2006). Emerald ash borer: Invasion of the urban forest and the threat to north America's ash resource. *Journal of forestry*, 104(3), 118-124.
- Prévost, J.-G., & Lachapelle, R. (2012). Fin du recensement ou fin du recensement traditionnel? *Cahiers québécois de démographie*, 41(2), 185. doi: 10.7202/1013490ar
- Quigley, M. F. (2002). Franklin park: 150 years of changing design, disturbance and impact on tree growth. *Urban Ecosystems*, 6, 223-235.
- Quigley, M. F. (2004). Street trees and rural conspecifics: Will long-lived trees reach full size in urban conditions? *Urban Ecosystems*, 7, 29-39.
- Radio-Canada. (2016). Montréal, ville des chantiers pour encore 10 ans. from <http://ici.radio-canada.ca/nouvelle/811001/montreal-chantiers-coderre-centre-ville-infrastructures-investissements>
- Randrup, T. B., Konijnendijk, C., Dobbertin, M. K., & Prüller, R. (2005). The concept of urban forestry in Europe. In C. Konijnendijk, T. Randrup, K.

- Nilsson & J. Schipperijn (Eds.), *Urban forests and trees* (pp. 9-21). The Netherlands: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Reeves, F. (2011). Planète coeur Santé cardiaque et environnement (MultiMondes et du CHU Saint-Justine ed.). Canada.
- Regroupement des éco-quartiers. (2016). Ruelle verte. from https://www.eco-quartiers.org/ruelle_verte
- REQ et SOVERDI. (2016). Un arbre pour mon quartier - À propos. from <http://www.unarbrepourmonquartier.org/#!apropos/zkdqs>
- Ressources naturelles Canada. (2016a). Agrile du frêne. from <http://www.rncan.gc.ca/forets/feux-insectes-perturbations/principaux-insectes/13378>
- Ressources naturelles Canada. (2016b). Longicorne asiatique.
- Rhoades, R. W., & Stipes, R. J. (1999). Growth of trees on the Virginia Tech Campus in response to various factors. *Journal of Arboriculture*, 25(4), 211-217.
- Richards, N. A. (1979). Modeling survival and consequent replacement needs in a street tree population. *Journal of Arboriculture*, 5(11), 251-255.
- Richardson, E., & Shackleton, C. (2014). The extent and perceptions of vandalism as a cause of street tree damage in small towns in the Eastern Cape, South Africa. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(3), 425-432. doi: 10.1016/j.ufug.2014.04.003
- Richardson, E. A., Pearce, J., Mitchell, R., & Kingham, S. (2013). Role of physical activity in the relationship between urban green space and health. *Public Health*, 127(4), 318-324. doi: 10.1016/j.puhe.2013.01.004
- RNCREQ, & Ouranos. (2014). Faire face aux changements climatiques - Montréal.
- Robinson, D. T. (2011). Land-cover fragmentation and configuration of ownership parcels in an exurban landscape. *Urban Ecosystems*, 15(1), 53-69. doi: 10.1007/s11252-011-0205-4
- Roman, L. A., Battles, J. J., & McBride, J. R. (2014). The balance of planting and mortality in a street tree population. *Urban Ecosystems*, 17(2), 387-404. doi: 10.1007/s11252-013-0320-5
- Roman, L. A., & Scatena, F. N. (2011). Street tree survival rates: Meta-analysis of previous studies and application to a field survey in Philadelphia, PA, USA. *Urban Forestry & Urban Greening*, 10(4), 269-274. doi: 10.1016/j.ufug.2011.05.008
- Romolini, M., Grove, J. M., & Locke, D. H. (2013). Assessing and comparing relationships between urban environmental stewardship networks and land cover in Baltimore and Seattle. *Landscape and Urban Planning*, 120, 190-207. doi: 10.1016/j.landurbplan.2013.08.008
- Rosenfeld, A., Akbari, H., Bretz, S., Fishman, B. L., Kurn, D. M., Sailor, D., & Taha, H. (1995). Mitigation of urban heat islands: materials, utility programs, updates. *Energy and Buildings*, 22, 255-265.

- Rosenfeld, A., Akbari, H., Romm, J. J., & Pomerantz, M. (1998). Cool communities, strategies for heat island mitigation and smog reduction. *Energy and Buildings*, 28, 51-62.
- Rosenzweig, C., Solecki, W. D., Parshall, L., Chopping, M., Pope, G., & Goldberg, R. (2005). Characterizing the urban heat island in current and future climates in New Jersey. *Environmental Hazards*, 6(1), 51-62. doi: 10.1016/j.hazards.2004.12.001
- Rotherham, I. D. (2010). Thoughts on the Politics and Economics of Urban Street Trees. *Arboricultural Journal*, 33(2), 69-75. doi: 10.1080/03071375.2010.9747596
- Salmond, J. A., Tadaki, M., Vardoulakis, S., Arbuthnott, K., Coutts, A., Demuzere, M., . . . Wheeler, B. W. (2016). Health and climate related ecosystem services provided by street trees in the urban environment. *Environ Health*, 15 Suppl 1, 36. doi: 10.1186/s12940-016-0103-6
- Sander, H., Polasky, S., & Haight, R. G. (2010). The value of urban tree cover: A hedonic property price model in Ramsey and Dakota Counties, Minnesota, USA. *Ecological Economics*, 69(8), 1646-1656. doi: 10.1016/j.ecolecon.2010.03.011
- Sanders, R. A. (1986). Urban vegetation impacts on the hydrology of Dayton, Ohio. *Urban Ecology*, 9, 361-376.
- Santamour, F. S. J. (1990). *Trees for urban planting: Diversity, uniformity, and common sense*. Paper presented at the Seventh Conference of the Metropolitan Tree Improvement Alliance (METRIA).
- Santé Canada. (2011a). L'effet des îlots de chaleur urbains : causes, impacts sur la santé et stratégies d'atténuation. from http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/climat/adapt_bulletin-adapt1/index-fra.php
- Santé Canada. (2011b). *Lignes directrices à l'intention des travailleurs et des administrateurs de la santé pendant les périodes de chaleur accablante : Un guide de l'utilisateur*. Ottawa, Ontario.
- Sanusi, R., Johnstone, D., May, P., & Livesley, S. J. (2016). Street Orientation and Side of the Street Greatly Influence the Microclimatic Benefits Street Trees Can Provide in Summer. *J Environ Qual*, 45(1), 167-174. doi: 10.2134/jeq2015.01.0039
- Sarkar, C., Webster, C., Pryor, M., Tang, D., Melbourne, S., Zhang, X., & Jianzheng, L. (2015). Exploring associations between urban green, street design and walking: Results from the Greater London boroughs. *Landscape and Urban Planning*, 143, 112-125. doi: 10.1016/j.landurbplan.2015.06.013
- Sarrat, C., Lemonsu, A., Masson, V., & Guedalia, D. (2006). Impact of urban heat island on regional atmospheric pollution. *Atmospheric Environment*, 40(10), 1743-1758. doi: 10.1016/j.atmosenv.2005.11.037

- Shashua-Bar, L., & Hoffman, M. E. (2000). Vegetation as a climatic component in the design of an urban street An empirical model for predicting the cooling effect or urban green area with trees. *Energy and Buildings*, 31, 221-235.
- Sieghardt, M., Mursh-Radlgruber, E., Paoletti, E., Couenberg, E., Dimitrakopoulus, A., Rego, F., . . . Randrup, T. B. (2005). The abiotic urban environment: Impact of urban growing conditions on urban vegetation. In C. Konijnendijk, T. Randrup, K. Nilsson & J. Schipperijn (Eds.), *Urban forests and trees* (pp. 281-323). The Netherlands: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Silvera Seamans, G. (2013). Mainstreaming the environmental benefits of street trees. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(1), 2-11. doi: 10.1016/j.ufug.2012.08.004
- Simon, I., & Charpin, D. (2011). Fluctuations des taux de polluants atmosphériques et symptômes respiratoires en population générale. *Revue Française d'Allergologie*, 51(6), 564-575. doi: 10.1016/j.reval.2010.07.004
- Simpson, J. R., & McPherson, E. G. (1996). Potential of tree shade for reducing residential energy use in California. *Journal of Arboriculture*, 22(1), 10-18.
- Sklar, F., & Ames, R. G. (1985). Staying alive: Street tree survival in the inner-city. *Journal of Urban Affairs*, 7(1), 55-66. doi: 10.1111/j.1467-9906.1985.tb00077.x
- Smargiassi, A., Goldberg, M. S., Plante, C., Fournier, M., Baudouin, Y., & Kosatsky, T. (2009). Variation of daily warm season mortality as a function of micro-urban heat islands. *J Epidemiol Community Health*, 63(8), 659-664. doi: 10.1136/jech.2008.078147
- Soares, A. L., Rego, F. C., McPherson, E. G., Simpson, J. R., Peper, P. J., & Xiao, Q. (2011). Benefits and costs of street trees in Lisbon, Portugal. *Urban Forestry & Urban Greening*, 10(2), 69-78. doi: 10.1016/j.ufug.2010.12.001
- Soverdi. (2016). Accueil - Notre mission. from <http://www.soverdi.org/>
- Spirn, A. W. (1984). *The granite garden*. United States of America: Anne histon Spirn.
- Statistique Canada. (2015). Secteur de recensement (SR). from <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/ref/dict/geo013-fra.cfm>
- Statistique Canada. (2016). Population des régions métropolitaines de recensement. from <http://www.statcan.gc.ca/tables-tableaux/sum-som/102/cst01/demo05a-fra.htm>
- Staudhammer, C., Escobedo, F., Lawrence, A. B., Duryea, M., Smith, P., & Merritt, M. (2011). Rapid assessment of change and hurricane impacts to Houston's urban forest structure. *Arboriculture & Urban Forestry*, 37(2), 60-66.
- Stoffberg, G. H., Van Rooyen, M. W., Van Der Linde, M. J., & Groeneveld, H. T. (2008). Predicting the growth in tree height and crown size of three street tree species in the City of Tshwane, South Africa. *Urban Forestry & Urban Greening*, 7(4), 259-264. doi: 10.1016/j.ufug.2008.05.002

- Stoffberg, G. H., Van Rooyen, M. W., Van Der Linde, M. J., & Groeneveld, H. T. (2010). Carbon sequestration estimates of indigenous street trees in the City of Tshwane, South Africa. *Urban Forestry & Urban Greening*, 9(1), 9-14. doi: 10.1016/j.ufug.2009.09.004
- Sullivan, W. C. (2004). The Fruit of Urban Nature: Vital Neighborhood Spaces. *Environment and Behavior*, 36(5), 678-700. doi: 10.1177/0193841x04264945
- Swan, C. M., Johnson, A., Nowak, D. J., & Acosta, A. (2017). Differential organization of taxonomic and functional diversity in an urban woody plant metacommunity. *Applied Vegetation Science*, 20(1), 7-17. doi: 10.1111/avsc.12266
- Szantoi, Z., Escobedo, F., Wagner, J., Rodriguez, J. M., & Smith, S. (2012). Socioeconomic Factors and Urban Tree Cover Policies in a Subtropical Urban Forest. *GIScience & Remote Sensing*, 49(3), 428-449. doi: 10.2747/1548-1603.49.3.428
- Taha, H. (1997). Urban climates and heat islands: albedo, evapotranspiration and anthropogenic heat. *Energy and Buildings*, 25, 99-103.
- Takagi, M., & Gyokusen, K. (2004). Light and atmospheric pollution affect photosynthesis of street trees in urban environments. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2(3), 167-171. doi: 10.1078/1618-8667-00033
- Takano, T., Nakamura, K., & Watanabe, M. (2002). Urban residential environments and senior citizens longevity in megacity areas: The importance of walkable green spaces. *Journal Epidemiol Community Health*, 56, 913-918.
- Tan, J., Zheng, Y., Tang, X., Guo, C., Li, L., Song, G., . . . Li, F. (2010). The urban heat island and its impact on heat waves and human health in Shanghai. *Int J Biometeorol*, 54(1), 75-84. doi: 10.1007/s00484-009-0256-x
- Taylor, M. S., Wheeler, B. W., White, M. P., Economou, T., & Osborne, N. J. (2015). Research note: Urban street tree density and antidepressant prescription rates—A cross-sectional study in London, UK. *Landscape and Urban Planning*, 136, 174-179. doi: 10.1016/j.landurbplan.2014.12.005
- Tiwary, A., Sinnett, D., Peachey, C., Chalabi, Z., Vardoulakis, S., Fletcher, T., . . . Hutchings, T. R. (2009). An integrated tool to assess the role of new planting in PM10 capture and the human health benefits: a case study in London. *Environ Pollut*, 157(10), 2645-2653. doi: 10.1016/j.envpol.2009.05.005
- Tomlinson, C. J., Chapman, L., Thornes, J. E., & Baker, C. J. (2011). Including the urban heat island in spatial heat health risk assessment strategies: A case of study for Birmingham, UK. *Journal of Health Geographics* 2011, 10:42, 10(42), 1-14.
- Tratalos, J., Fuller, R. A., Warren, P. H., Davies, R. G., & Gaston, K. J. (2007). Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 83(4), 308-317. doi: 10.1016/j.landurbplan.2007.05.003
- Treiman, T., & Gartner, J. (2006). Are residents willing to pay for their community forests? Results of a contingent valuation survey in Missouri, USA. *Urban Studies*, 43(9), 1537-1547. doi: 10.1080/00420980600749928

- Troy, A. R., Grove, J. M., O'Neil-Dunne, J. P., Pickett, S. T., & Cadenasso, M. L. (2007). Predicting opportunities for greening and patterns of vegetation on private urban lands. *Environ Manage*, 40(3), 394-412. doi: 10.1007/s00267-006-0112-2
- Ulrich, R. S. (1984). View through a window may influence recovery from surgery. *Science*, 224, 1-3.
- Vailshery, L. S., Jaganmohan, M., & Nagendra, H. (2013). Effect of street trees on microclimate and air pollution in a tropical city. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(3), 408-415. doi: 10.1016/j.ufug.2013.03.002
- Valleron, A.-J., & Boumendil, A. (2004). Épidémiologie et canicules : analyses de la vague de chaleur 2003 en France. *Comptes Rendus Biologies*, 327(12), 1125-1141. doi: 10.1016/j.crv.2004.09.009
- Van den Berg, A. E., Maas, J., Verheij, R. A., & Groenewegen, P. P. (2010). Green space as a buffer between stressful life events and health. *Soc Sci Med*, 70(8), 1203-1210. doi: 10.1016/j.socscimed.2010.01.002
- Van der Vlist, A. J., Gorter, C., Nijkamp, P., & Rietveld, P. (2001). Residential mobility and local housing market differences. *Department of Economics, Vrije Universiteit Amsterdam*, 28.
- Ville de Laval. (2013). Conférence canadienne sur la forêt urbaine - À propos. from <https://www.laval.ca/conference-canadienne-sur-la-foret-urbaine/Pages/Fr/a-propos.aspx>
- Ville de Montréal. (2004a). *Plan d'urbanisme - 2.5 Un paysage urbain et une architecture de qualité*.
- Ville de Montréal. (2004b). *Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels*.
- Ville de Montréal. (2005a). *L'organisation municipale sur l'île de Montréal*.
- Ville de Montréal. (2005b). *Politique de l'arbre de Montréal*.
- Ville de Montréal. (2012). *Plan d'action canopée 2012-2021*.
- Ville de Montréal. (2013). *Rapport sur la biodiversité*.
- Ville de Montréal. (2014a). *Bilan environnemental. Qualité de l'air à Montréal*.
- Ville de Montréal. (2014b). *Plan pour la pérennité du couvert arboricole du Plateau-Mont-Royal 2015-2035*.
- Ville de Montréal. (2015). *Plan d'adaptation aux changements climatiques de l'agglomération de Montréal 2015-2020 Version synthèse*.
- Ville de Montréal. (2016a). Le Plateau-Mont-Royal - Verdissement from http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=7297.79463572&_dad=portal&_schema=PORTAL
- Ville de Montréal. (2016b). Montréal en statistiques - Population totale. from http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=6897.67887840&_dad=portal&_schema=PORTAL
- Ville de Montréal. (2016c). Plan de lutte montréalais - Les stratégies d'intervention du plan d'action en bref. from

- http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=7377,120071570&_dad=portal1&_schema=PORTAL#cont_strateg
- Ville de Montréal. (2016d). Rapport de développement durable - Verdissement. from <http://rapportdd.ville.montreal.qc.ca/verdissement.php>
- Ville de Montréal. (2016e). Règlement pour lutter contre l'agrire. from http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=7377,142097470&_dad=portal1&_schema=PORTAL
- Vogt, K. A., Grove, M., Asbjornsen, H., Maxwell, K. B., Vogt, D. J., Sigurdardóttir, R., . . . Taylor, W. W. (2002). Linking ecological and social scales for natural resource management. 143-176. doi: 10.1017/cbo9780511613654.009
- Voogt, J. A. (2002). *Urban heat island* (Vol. 3).
- Wachter, S. M., & Wong, G. (2008). What is a tree worth? Green-city strategies, signaling and housing prices. *Real Estate Economics*, 36(2), 213-239.
- Ward Thompson, C., Roe, J., Aspinall, P., Mitchell, R., Clow, A., & Miller, D. (2012). More green space is linked to less stress in deprived communities: Evidence from salivary cortisol patterns. *Landscape and Urban Planning*, 105(3), 221-229. doi: 10.1016/j.landurbplan.2011.12.015
- Whitlow, T. H., Bassuk, N. L., & Reichert, D. L. (1992). A 3 year study of water relations of urban street trees. *Journal of Applied Ecology*, 29(2), 436-450.
- Wolf, K. L. (2005). <Wolf_2005_Trees in the small city retail business district, Comparing resident and visitors perceptions.pdf>. *Journal of forestry*, 103(8), 390-395.
- Wu, C., Xiao, Q., & McPherson, E. G. (2008). A method for locating potential tree-planting sites in urban areas: A case study of Los Angeles, USA. *Urban Forestry & Urban Greening*, 7(2), 65-76. doi: 10.1016/j.ufug.2008.01.002
- Xiao, Q., & McPherson, E. G. (2003). Rainfall interception by Santa Monica's municipal urban forest. *Urban Ecosystems*, 6, 291-302
- Yao, L., Chen, L., Wei, W., & Sun, R. (2015). Potential reduction in urban runoff by green spaces in Beijing: A scenario analysis. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(2), 300-308. doi: 10.1016/j.ufug.2015.02.014
- Yapp, G., Walker, J., & Thackway, R. (2010). Linking vegetation type and condition to ecosystem goods and services. *Ecological Complexity*, 7(3), 292-301. doi: 10.1016/j.ecocom.2010.04.008
- Zhang, B., Xie, G., Zhang, C., & Zhang, J. (2012). The economic benefits of rainwater-runoff reduction by urban green spaces: a case study in Beijing, China. *J Environ Manage*, 100, 65-71. doi: 10.1016/j.jenvman.2012.01.015
- Zhao, M., Kong, Z. H., Escobedo, F. J., & Gao, J. (2010). Impacts of urban forests on offsetting carbon emissions from industrial energy use in Hangzhou, China. *J Environ Manage*, 91(4), 807-813. doi: 10.1016/j.jenvman.2009.10.010

ANNEXE A

CODE SAS

```

PROC MIXED DATA=Arbre.Datafinal COVTEST noclprint noitprint
Method=ML;
Title1 "*****";
Title2 "MODELES AVEC TROIS NIVEAUX";
Title3 "MODELE 0: Modèle vide";
Title4 "*****";
CLASS srnom grid_code; /*      Variable définissant les identifiants
du niveau 2 et 3 */

```

```

MODEL DHP = /SOLUTION;
RANDOM intercept/SUBJECT=srnom type=vc;
RANDOM intercept/SUBJECT=grid_code(srnom) type=vc;
RUN;

```

```

PROC MIXED DATA=Arbre.Datafinal COVTEST noclprint noitprint
Method=ML;
Title1 "*****";
Title2 "MODELES AVEC TROIS NIVEAUX";
Title3 "MODELE 1: Prédicteurs au niveau 1";
Title4 "*****";
CLASS srnom grid_code; /*      Variable définissant les identifiants
du niveau 2 et 3 */

```

```

MODEL DHP = AnPlantation
/* REF: Tilleul */ Arb_noix Arbuste Aut_Feui Conifere Erable
Fam_Boul Fam_Saul Frene Ginkgo Legumin Micocou Orme Arb_Fl Arb_Fr

/* REF: Ouest */ Est Nord Sud
/* REF: EmplParterre */ EmplTrottoir EmplBanquette EmplAutre
/* REF: Fils */ Lampadaire Batiment Signalisation Arbre Autre
/SOLUTION;
RANDOM intercept/SUBJECT=srnom type=vc;
RANDOM intercept/SUBJECT=grid_code(srnom) type=vc;
RUN;

```



```

PROC MIXED DATA=Arbre.Datafinal COVTEST noclprint noitprint
Method=ML;
Title1 "*****";
Title2 "MODELES AVEC TROIS NIVEAUX";
Title3 "MODELE 3: Prédicteurs au niveau 1 et 2";
Title4 "*****";
CLASS srnom grid_code; /* Variable définissant les identifiants
du niveau 2 et 3 */
MODEL DHP =
/* Niveau 1 */
AnPlantation
/* REF: Tilleul */ Arb_noix Arbuste Aut_Feui Conifere Erable
Fam_Boul Fam_Saul Frene Ginkgo Legumin Micocou Orme Arb_Fl Arb_Fr
/* REF: Ouest */ Est Nord Sud
/* REF: EmplParterre */ EmplTrottoir EmplBanquette EmplAutre
/* REF: Fils */ Lampadaire Batiment Signalisation Arbre Autre
/* Niveau 2 */
Width Mlm_Length AgeMed AgeMed2 DupPCT TripPCT MulPCT UniPCT ResiPCT
MixPCT CommPCT InduPCT NoLog Setback
/SOLUTION;
RANDOM intercept/SUBJECT=srnom type=vc;
RANDOM intercept/SUBJECT=grid_code(srnom) type=vc;
RUN;

```

```

PROC MIXED DATA=Arbre.Datafinal COVTEST noclprint noitprint
Method=ML;
Title1 "*****";
Title2 "MODELES AVEC TROIS NIVEAUX";
Title3 "MODELE 4: Prédicteurs au niveau 1, 2 et 3";
Title4 "*****";
CLASS srnom grid_code; /* Variable définissant les identifiants
du niveau 2 et 3 */
MODEL DHP =
/* Niveau 1 */
AnPlantation
/* REF: Tilleul */ Arb_noix Arbuste Aut_Feui Conifere Erable
Fam_Boul Fam_Saul Frene Ginkgo Legumin Micocou Orme Arb_Fl Arb_Fr
/* REF: Ouest */ Est Nord Sud
/* REF: EmplParterre */ EmplTrottoir EmplBanquette EmplAutre
/* REF: Fils */ Lampadaire Batiment Signalisation Arbre Autre
/* Niveau 2 */
Width Mlm_Length AgeMed AgeMed2 DupPCT TripPCT MulPCT UniPCT ResiPCT
MixPCT CommPCT InduPCT NoLog Setback
/* Niveau 3 */
PCT_MV HabKm2 LocaPCT RevMed UDipPCT
/SOLUTION;
RANDOM intercept/SUBJECT=srnom type=vc;
RANDOM intercept/SUBJECT=grid_code(srnom) type=vc;
RUN;

```

ANNEXE B

LISTE DES ESSENCES RECENSÉES DANS LA BASE DE DONNÉES DES
ARBRES PUBLICS MONTRÉALAIS

Nom commun	Nom latin	Famille	Nouvelle classification
Ailante	Ailanthus	Simaroubaceae	Autres feuillus
Amélanchier	Amelanchier	Rosaceae	Petits arbres fruitiers
Aubépine	Crataegus	Rosaceae	Petits arbres fruitiers
Aulne	Alnus	Betulaceae	Arbustes
Bouleau	Betula	Betulaceae	Famille du bouleau
Caraganier	Caragana	Fabaceae	Légumineuses
Caryer	Carya	Juglandaceae	Arbres à « noix »
Catalpa	Catalpa	Bignoniaceae	Autres feuillus
Chalef	Elaeagnus	Elaeagnaceae	Arbustes
Charme	Carpinus	Betulaceae	Arbustes
Châtaignier	Castanea	Fagaceae	Arbres à « noix »
Chêne	Quercus	Fagaceae	Arbres à « noix »
Chicot	Gymnocladus	Fabaceae	Légumineuses
Cournouiller	Cornus	Cornaceae	Arbustes
Cyprés	Chamaecyparis	Cupressaceae	Conifères
Épinette	Picea	Pinaceae	Conifères
Érable	Acer	Sapindaceae	Érables
Févier	Gleditsia	Fabaceae	Légumineuses
Frêne	Fraxinus	Oleaceae	Frênes
Gainier	Cercis	Fabaceae	Légumineuses
Genévrier	Juniperus	Cupressaceae	Conifères
Ginkgo biloba	Ginkgo	Ginkgoaceae	Ginkgos
Gommier	Nyssa	Nyssaceae	Autres feuillus

Hêtre	Fagus	Fagaceae	Arbres à « noix »
If	Taxus	Taxaceae	Conifères
Katsura	Cercidiphyllum	Cercidiphyllaceae	Autres feuillus
Lilas	Syringa	Oleaceae	Petits arbres à fleurs
Maackie	Maackia	Fabaceae	Légumineuses
Magnolia	Magnolia	Magnoliaceae	Petits arbres à fleurs
Marronnier	Aesculus	Sapindaceae	Arbres à « noix »
Mélèze	Larix	Pinaceae	Conifères
Métaséquoïa	Metasequoia	Taxodiaceae	Conifères
Micocoulier	Celtis	Cannabaceae	Micocoulier
Mûrier	Morus	Moraceae	Petits arbres fruitiers
Nerprun	Rhamnus	Rhamnaceae	Arbustes
Noisetier	Corylus	Betulaceae	Arbustes
Noyer	Juglans	Juglandaceae	Arbres à « noix »
Orme	Ulmus	Ulmaceae	Ormes
Ostryer	Ostrya	Betulaceae	Famille du bouleau
Peuplier	Populus	Salicaceae	Famille du saule
Phellodendron	Phellodendron	Rutaceae	Petits arbres à fleurs
Pin	Pinus	Pinaceae	Conifères
Platane	Platanus	Platanaceae	Autres feuillus
Poirier	Pyrus	Rosaceae	Petits arbres fruitiers
Pommétier	Malus	Rosaceae	Petits arbres fruitiers
Pruche	Tsuga	Pinaceae	Conifères
Prunus	Prunus	Rosaceae	Petits arbres fruitiers
Robinier	Robinia	Fabaceae	Légumineuses
Sapin	Abies	Pinaceae	Conifères
Sapin de Douglas	Pseudotsuga	Pinaceae	Conifères
Saule	Salix	Salicaceae	Famille du saule
Sorbier	Sorbus	Rosaceae	Petits arbres fruitiers
Thuja	Thuja	Cupressaceae	Conifères
Tilleul	Tilia	Malvaceae	Tilleul
Tulipier	Liriodendron	Magnoliaceae	Petits arbres à fleurs
Vinaigrier	Rhus	Anacardiaceae	Arbustes

ANNEXE C

**LISTE DES TYPES D'EMPLACEMENT RECENSÉS DANS LA BASE DE
DONNÉES DES ARBRES PUBLICS MONTRÉALAIS**

Type	Nouvelle classification
Banquette	Banquette
Banquette asphaltée	Banquette
Banquette gazonnée	Banquette
Fond de trottoir	Trottoir
Parterre	Parterre
Parterre asphalté	Parterre
Parterre avec bordure	Parterre
Parterre avec pavé uni	Parterre
Parterre en gravier	Parterre
Parterre gazonné	Parterre
Parterre indéfini	Parterre
Terre-plein	Terre-plein
Trottoir	Trottoir

ANNEXE D

LISTE DES TYPES D'OBSTACLES RECENSÉS DANS LA BASE DE DONNÉES
DES ARBRES PUBLICS MONTRÉALAIS

Type	Nouvelle classification
Aqueduc < 2,6 m	Autre
Arbre	Arbre
Balcon	Autre
Bâtiment < 3 m	Bâtiment
Borne incendie < 3 m	Autre
Clôture	Autre
Conduit d'éclairage	Autre
Égout	Autre
Enseigne	Autre
Entrée charretière	Autre
Entrée d'eau	Autre
Fils lampadaire	Fils
Fils	Fils
Fils basse tension	Fils
Fils communication Bell/Câble	Fils
Fils d'entrée de service	Fils
Fils haute tension	Fils
Fils moyenne tension 2 triphasée	Fils
Fils moyenne tension monophasée	Fils
Fils moyenne tension triphasée	Fils
Gaz naturel	Autre
Haie	Autre
Hauban aérien d'Hydro-Québec	Autre
Lampadaire	Lampadaire
Lampadaire décoratif < 5 m de haut	Lampadaire
Lampadaire fonctionnel > 10 m de haut	Lampadaire
Lampadaire sur poteau de bois	Lampadaire

Marquise	Autre
Massif Bell	Autre
Massif Comission des services électriques de Montréal	Autre
Massif Hydro-Québec	Autre
Muret	Autre
Poteau	Autre
Signalisation	Signalisation
Système d'irrigation	Autre
Transformateur Hydro-Québec	Autre

